



TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO
TAMPERE UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

OUTI POTILA
KAUPUNKI-ILMAN HIUKKASTEN LUKUMÄÄRÄPITOISUUS
JA KOKOJAKAUMA TAMPEREELLA

Diplomityö

Tarkastaja: Dos. Topi Rönkkö
Tarkastaja ja aihe hyväksytty
Luonnontieteiden tiedekuntaneuvoston
kokouksessa 4.11.2015

TIIVISTELMÄ

OUTI POTILA: Kaupunki-ilman hiukkasten lukumääräpitoisuus ja kokojakauma Tampereella

Tampereen teknillinen yliopisto

Diplomityö, 62 sivua, 2 liitesivua

Maaliskuu 2016

Teknis-luonnontieteellinen koulutusohjelma

Pääaine: Teknillinen fysiikka

Tarkastaja: Dos. Topi Rönkkö

Ohjaaja: DI Katri Pihlava

Avainsanat: kaupunki-ilma, pienhiukkaset, ilmanlaatu, lukumääräkokojakauma ja -pitoisuus

Tässä diplomityössä tutkittiin hiukkasten lukumääräpitoisuutta ja kokojakaumia Tampereen keskustassa, ympäristössä, jossa ihmiset liikkuvat ja näin ollen altistuvat pienhiukkasille. Mittaukset suoritettiin TTY:n Aerosolifysiikan laboratorion liikkuvalla laboratoriolla yhdeksällä eri hiukkasia ja kaasuja mittaavilla laitteilla yhdeksän päivän aikana syksyllä 2015. Mittauksissa selvitettiin taustapitoisuuksien vaikutusta kaupunki-ilmaan, erilaisten seisontamittauspaikkojen hiukkaspitoisuuksien eroja sekä reittiajon aikaisia pitoisuuksia.

Tampereen kaupungin neljä kiinteää ilmanlaadun mittausasemaa kertovat kaupungin yleisestä ilmanlaadun tasosta tuntikeskiarvotettuina pienhiukkasten ja kaasujen massapitoisuuksina. Tämän työn tavoitteena oli selvittää reaaliaikaisesti paikallisia hiukkasten lukumääräpitoisuuksien muutoksia. Mobiilimittausten tuloksista laskettuja massapitoisuuksia verrattiin myös kiinteiden mittausasemien tuloksiin, EU-lainsäädännön päästöjen raja-arvoihin ja ilmanlaatuindeksiin. Lisäksi määritettiin Hämeenkadun liikenteelle hiukkaslukumäärään perustuen päästökertoimet ja verrattiin käytettyjä mittalaitteita ja keskihintaisia sensoreita toisiinsa.

Kaikista mitatuista lukumääräkokojakaumista erottuivat selvästi nukleaatiomoodi 10–20 nm ja nokimoodi 40–80 nm kokoisissa hiukkasissa. Pienimmät hiukkasten lukumääräpitoisuudet mitattiin taustamittauksissa ja suurimmat piikit olivat ruuhka-aikaan ajoradalla. Keskimäärin keskustan seisontamittauksissa hiukkasten lukumääräpitoisuus vaihteli $(0,5\text{--}2) \times 10^4 \text{ \#}/\text{cm}^3$.

Tulokset vahvistavat aiempien vastaavien tutkimusten päätelmät siitä, että lukumääräisesti suurin osa kaupunki-ilman hiukkasista on nanohiukkasia ja peräisin ajoneuvojen moottoreista. Tulokset viittaavat siihen, että suurin Tampereen ydinkeskustan ilmanlaatua heikentävä tekijä on raskas liikenne, tässä tapauksessa linja-autot.

ABSTRACT

OUTI POTILA: Particle number concentration and size distribution in an urban atmosphere in Tampere

Tampere University of Technology

Master of Science Thesis, 62 pages, 2 Appendix pages

March 2016

Master's Degree Programme in Science and Engineering Technology

Major: Physics

Examiner: Dos. Topi Rönkkö

Supervisor: MSc Katri Pihlava

Keywords: urban air, fineparticles, air quality, number size distribution and concentration

Particle number size distributions and concentrations were measured in different urban environments in Tampere city center. Measurements were made by TUT's Aerosol physics laboratory's mobile laboratory with nine different instruments measuring particles and gases during nine days in autumn 2015. Background measurements, different standing measurements and driving measurements were made in this research.

The city of Tampere has four fixed measurement stations monitoring air quality. The results from these stations are hourly average values of mass concentrations and the results do not tell about real time changes in different places. The goal of this research was to measure local changes in particle number concentration in real time. Mass concentrations were also calculated and compared to the results of fixed measurement stations, limiting values of EU and air quality index. Additionally, emission factors of typical traffic in Hämeenkatu was calculated, and instruments of this measurement setup were compared to each other.

There was nucleation mode in between 10–20 nm and accumulation mode in between 40–80 nm in every measured position. The smallest number concentrations were determined in background places and the highest concentrations were on roadway during rush hour. In general, particle number concentration was $(0,5-2) \times 10^4 \text{ \#}/\text{cm}^3$ on standing measurements in Tampere city center.

Results of this thesis confirm the results of previous similar reseaches: most of particle number in urban air are nanoparticles and come from vehicles. Results indicate that the most considerable factor impairing air quality in Tampere city center are heavy-duty vehicles, in this case buses.

ALKUSANAT

Tämä diplomityö on tehty Tampereen teknillisen yliopiston Fysiikan laitoksen Aerosolifysiikan laboratoriossa osana Tekesin Innovatiiviset kaupungit -tutkimusohjelman INKA-ILMA/EAKR-hanketta. Hanketta rahoittavat Tekesin lisäksi Euroopan aluekehitysrahasto, Tampereen kaupunki, Kuopion kaupunki, suuri joukko yrityksiä sekä Helsingin seudun ympäristöpalvelut. Hankkeessa ovat lisäksi mukana Ilmatieteenlaitos, VTT ja THL.

Kiitos sujuvasta yhteistyöstä Tampereen kaupungille, erityisesti ympäristötarkastaja Ari Elsilälle ja torivalvoja Janne Saksalalle, mittauskampanjan toteuttamisen kanssa. Kiitos Ilmatieteen laitoksen Risto Hillamolalle ja Joel Kuulalle sensorinne lainasta ja vinkeistä tulosten käsittelyyn.

Diplomityön mittaukset tehtiin ryhmätyönä. Kiitän kaikkia mittauksissa mukana olleita sekä muita mittauksiin ja tulosten käsittelyyn vaikuttaneita työkavereita. Erityisesti haluan kiittää ohjaajaani diplomi-insinööri Katri Pihlavaa sekä diplomi-insinööri Pauli Simosta opastuksesta ja kärsivällisyydestä. Kiitokset Topi Rönkölle mielenkiintoisesta diplomityön aiheesta, arvokkaista neuvoista ja työn tarkastamisesta. Kiitos professori Jorma Keskiselle neuvoista tulosten käsittelyssä. Kiitos diplomi-insinööri Hugo Wihersaarelle mittausten ja datan käsittelyn opeista. Kaikkia työkavereita kiitän mukavan ja avoimen työilmapiirin luomisesta.

Kiitos tyypit Hiukkasesta, TURVoKe ry:stä ja TTYYYH13:sta, että olen saanut kokea kanssanne järjestötoiminnan riemut ja kasvaa ihmisenä aika paljon. Kiitos ystäville ja kavereille, että olette tuoneet sopivasti vastapainoa opiskeluun ja töihin. Kiitos Mikko, olet ihana ♡. Lopuksi suurin kiitos rakkaalle Potila's familylle vahvasta tuesta ja kannustuksesta läpi opintojeni.

Se on siinä!

Tampereella 22.2.2016

Outi Potila

SISÄLLYS

1. Johdanto	1
2. Liikenteen aerosolien ominaisuuksia	4
2.1 Päästöjen synty ja koostumus	4
2.1.1 Päästöjen koostumusta kuvaavat päästökertoimet	6
2.2 Päästöjen mittaaminen	7
2.3 Kokojakauma	8
3. Kaupunki-ilma	12
3.1 Liikenteen vaikutus	12
3.2 Muut tekijät kuin liikenne	13
3.3 Leviäminen ja laimeneminen	15
3.4 Terveysnäkökulma	16
3.5 Ilmanlaadun tarkkailu ja raportointi	18
3.5.1 Ilmansaasteiden raja-arvot	18
3.5.2 Ilmanlaatuindeksi	19
3.5.3 Valvontajärjestelmät	20
4. Mittaukset ja menetelmät	22
4.1 Mittausjärjestely ja -olosuhteet	22
4.1.1 Sääolosuhteet	24
4.1.2 Liikennevirrat mittausten aikana	25
4.2 Mobiililaboratorio ja mittauslaitteisto	27
4.2.1 Kokojakaumaa ja pitoisuutta mittaavat laitteet	29
4.2.2 Keuhkocodeposiota mittaava NSAM	30
4.2.3 Keskihintaiset hiukkassensorit	30
4.2.4 Kaasujen mittalaitteet	30
4.3 Mittausten ongelmatilanteet	31
4.4 Tulosten käsittely	32
5. Tulokset	34
5.1 Taustamittaukset	34

5.2	Reittiajon aikaiset mittaukset	35
5.3	Seisontamittaukset	38
5.4	Dispersiomittaukset	43
5.5	Hiukkasten lukumääräperusteiset päästökertoimet	46
5.6	Massapitoisuuksien vertailu ilmanlaadun seurantaan	48
5.7	Laittevertailua	50
6.	Yhteenveto	53
	Lähteet	56
	LIITE A. Ilmanlaatuindeksin vaikutukset	62
	LIITE B. Taustamittausten tuloksia	63

LYHENTEET JA SYMBOLIT

Lyhenteet

AF22M	Rikkidioksidin pitoisuutta mittaava laite
CPC	Kondensaatiohiukkaslaskuri (engl. Condensation Particle Counter)
DMA	Sähköinen liikkuvuuskokoluokittelija (engl. Differential Mobility Analyser)
EEPS	Moottorin pakokaasun hiukkaskokoluokittelija (engl. Engine Exhaust Particle Size Spectrometer)
ELPI+ ilSensori	Sähköinen alipaineimpaktori (engl. Electrical Low Pressure Impactor) Ilmatieteen laitoksen hiukkassensorin prototyyppi
NSAM	Keuhkodepositiovien hiukkasten pinta-alapitoisuuslaskuri (engl. Nanoparticle Surface Area Monitor)
OPC	Optinen hiukkaslaskuri (engl. Optical Particle Counter)
PM _{2,5}	Alle 2,5 μm hiukkasten massapitoisuus
PM ₁₀	Alle 10 μm hiukkasten massapitoisuus
PPS-M	Pegasorin hiukkassensori (engl. Pegasor Particle Sensor M)
SIDOR	CO ₂ -kaasuanalysointilaitteisto
UCPC	Ultrapienten hiukkasten kondensaatiohiukkaslaskuri (engl. Ultrafine Condensation Particle Counter)

Kirjaintunnukset

c	Kaasun pitoisuus
CMD	Lukumäärämediaanihalkaisija (engl. Count Median Diameter)
D_g	Hiukkasen geometrinen keskihalkaisija
d_p	Hiukkasen halkaisija
e	Alkeisvaraus $1,602 \times 10^{-19}$ C
$EF(CO_2)$	Hiilidioksidin päästökerroin
$EF(N_{kok})$	Hiukkasten kokonaislukumääräpitoisuuden päästökerroin
$ER(N_{kok})$	Päästöpiikin hiukkasten kokonaislukumääräpitoisuuden kulmakerroin hiilidioksidipitoisuuden funktiona
GMD	Hiukkasen geometrinen keskihalkaisija (engl. Geometric Mean Diameter)
GSD	Geometrinen keskihajonta (engl. Geometric Standard Deviation)
σ_g	Geometrinen keskihajonta
I	Sähkövirta
m	Massa
M	Moolimassa

$M(CO_2)$	Hiilidioksidin moolimassa
n	Hiukkasten keskimääräinen varaus
N	Hiukkasten lukumääräpitoisuus
N_{kok}	Hiukkasten kokonaislukumääräpitoisuus
P	Varaajan läpäisy
Pn	Varautumisaste
p_{std}	Standardiolosuhteiden ilmanpaine 10^5 Pa
R	Kaasuvakio 8,314 J/Kmol
T_{std}	Standardiolosuhteiden lämpötila 273 K
Q	Tilavuusvirta
V	Tilavuus
V_m	Kaasun molaarinen tilavuus

Yhdisteet

CO_2	Hiilidioksidi
CO	Hiilimonoksidi
NO_2	Typpidioksidi
NO	Typpimonoksidi
NO_x	Typen oksidit
O_3	Otsoni
SO_2	Rikkidioksidi

1. JOHDANTO

Aerosoli on kaasun ja kiinteiden tai nestemäisten hiukkasten seos. Aerosolihiukkaset ovat kooltaan 1 nm ja 100 μm välillä (Kulkarni et al., 2011). Ilmakehän aerosolihiukkaset syntyvät osittain ihmisen toiminnasta, kuten liikenteestä ja teollisuudesta, ja osittain luonnollisista lähteistä, kuten siitepölystä ja metsäpaloista. Ulkoilma itsessään on jo aerosoli ilman erillisiä päästölähteitä. Päästö tarkoittaa epäpuhauksien purkautumista ilmaan esimerkiksi ajoneuvon pakoputkesta tai savupiipusta. Hiukkaset voivat emittoitua ilmakehään suoraan lähteestä, jolloin niitä kutsutaan primäärihiukkasiksi. Hiukkaset voivat myös syntyä vasta ilmakehässä tiivistymällä kaasuista, ja kasvaa kaasujen tiivistyessä niiden pinnalle tai hiukkasten yhtyessä toisiinsa, jolloin niitä kutsutaan sekundäärihiukkasiksi.

Aerosoleilla on keskeinen merkitys muun muassa ilmakehän kemiallisissa ja fysikaalisissa ilmiöissä, ilmastonmuutoksessa ja kansanterveydessä (Pöschl, 2005). Tieto hiukkasten terveysvaikutuksista nosti aerosolitutkimuksen uudelle tasolle, kun Dockery et al. (1993), osoittivat hiukkasten korkeiden massapitoisuuksien olevan yhteydessä kasvavaan sairastuvuuteen ja kuolleisuuteen. Nykyisin on viitteitä siitä, että terveysvaikutukset olisivat yhteydessä ennemmin hiukkasten keuhkoihin deponoituvaa pinta-alapitoisuuteen ja reaktiivisuuteen kuin suureen hiukkasmassaan (Tran et al., 2000, Donaldson et al., 2005). On todettu, että erityisesti alle 100 nm hiukkaset ja niiden pinnalla olevat myrkylliset aineet sekä metallit pääsevät syvälle keuhkoihin ja verenkiertoon sekä vaikuttamaan haitallisesti solujen toimintaan (Lighty et al., 2000, Limbach et al., 2007, Peters et al., 1997).

Useat tutkimukset osoittavat, että urbaaneissa ympäristöissä, merkittävä ilmansaasteita aiheuttava ja siten ilmanlaatua heikentävä tekijä on paikallinen liikenne. Liikenteen päästöistä lukumääräisesti valtaosa on nanohiukkasia eli kooltaan alle 50 nm, mutta suurin osa hiukkasmassasta painottuu 50–1000 nm hiukkaskokoluokkaan (Kittelson, 1998). Saasteet eivät jää vain ajoradalle liikenteen sekaan vaan leviävät sekoittuen muuhun ilmaan katujen lähiympäristöön ja jalkakäytävälle (esim. Pirjola et al., 2006, ja Pirjola et al., 2012) sekä rakennusten sisälle (Zhu et al., 2005). Kaupunkien jatkuva kasvu tarkoittaa liikenteen ja ilmansaasteiden lisääntymistä urbaaneilla alueilla, mikä tarkoittaa aiempaa suurempia terveyshaittoja kaupunkien asukkaille (Kumar et al.,

2015). Hyvällä kaupunkisuunnittelulla ja kaavaratkaisuilla voidaan kuitenkin välttää tai lieventää ilmanlaatuongelmia kaupungeissa. (ELY-keskus, 2015)

Ilmanlaatua mitataan useissa maissa kiinteiden mittausasemien verkostolla, mikä on edullinen keino tarkkailla yleistä ilmanlaadun tasoa pitkällä aikavälillä, mutta kiinteät mittausasemat antavat vain rajoitetusti tietoa paikallisista lyhyen aikavälin muutoksista ihmisten elinympäristöissä (Wilson et al., 2005). Jotta voidaan paremmin arvioida ihmisten arkipäiväistä altistumista pienhiukkasille, tarvitaan kiinteiden asemien lisäksi muitakin mittausmenetelmiä. Maailmanlaajuisesti on tehty useita mobiililaboratoriomittauksia erilaisia tarkoituksia varten, ja vaikka lainsäädännöllisesti näiden mittausten tuloksilla ei ole päästöjä rajoittavaa merkitystä, on yleinen trendi kuitenkin menossa kohti edullisten ja reaaliaikaisten ilmanlaatusensorien verkostoa. (Kumar et al., 2015)

Tässä työssä tehty tutkimus on osa Tekesin Innovatiiviset kaupungit -tutkimusohjelman INKA-ILMA/EAKR -hanketta, jossa TTY:n lisäksi mukana ovat Terveystieteiden ja hyvinvoinnin laitos THL, Ilmatieteen laitos IL, Teknologian tutkimuskeskus VTT ja useita yrityksiä (Dekati, Genano, Nordic Envicon, Pegasor, Sandbox, Suomen Terveysilma, TreLab ja Vallox). Projektin tavoitteena on edistää uutta liiketoimintaa, yritysten kasvua ja kansainvälistymistä sekä kehittää ilmansuojelun innovaatioita ja tietämystä. TTY:n rooli hankkeessa on tehdä kenttämittauksia ja laboratoriotestausta keskihintaisilla hiukkassensoreilla. Tämä diplomityö rajautuu hankkeessa kenttämittauksiin ja niiden tulosten analysointiin.

Tampereen kaupungilla on neljä kiinteää ilmanlaadun mittausasemaa, joiden mitaamia tuloksia Hanna Kariniemi (2007) käsittelee diplomityössään. Kariniemen mitaustulokset ovat keväältä 2006, ja niissä huomaa selkeästi katupölyn ja kaukokulkeuman vaikutuksen hiukkasten massapitoisuuksiin. Kuitenkin liikenteen päästöistä johtuen alle 30 nm hiukkasten lukumääräinen osuus oli keskimäärin 81 %. Tampereella on kerran aiemmin tehty mobiililaboratoriomittauksia eri katujen ja teiden päästöta-sojen tutkimiseksi, mutta tämä selvitys koski ainoastaan katupölyä ja hiukkasten massapitoisuuksia (Kupiainen et al., 2009). Tämän diplomityön tutkimusta vastaavia hiukkasten lukumäärän mittauksia on tehty esimerkiksi Helsingissä (Pirjola et al., 2012) ja niistä kerrotaan tarkemmin luvussa 3 Kaupunki-ilma.

Tässä diplomityössä tutkittiin Tampereen kaupungin keskustan alueella liikkuvien ihmisten altistumista pienhiukkasille. Mittaukset toteutettiin TTY:n Aerosolifysiikan laboratorion mobiililaboratoriolla yhdeksällä erilaisella mittalaitteella yhdeksän päivän aikana erilaisissa urbaaneissa ympäristöissä Tampereen keskustan alueella. Mittauksissa tutkittiin taustapitoisuuden vaikutusta kaupunki-ilmaan, erilaisten

seisontamittauspaikkojen hiukkaspitoisuuksien eroja sekä reittiajon aikaisia pitoisuuksia. Mobiililaboratorion ilmanäytteet otettiin auton keulalta noin 2,1 m korkeudelta maan pinnan tasosta ihmisten elintilakorkeudelta.

Työn tavoitteena on selvittää Tampereen kaupungin keskusta-alueen tyypillisiä hiukkasten lukumääräkokojakaumia ja -pitoisuuksia. Työssä verrataan myös mobiilimittausten tuloksista laskettuja massapitoisuuksia Tampereen kaupungin kiinteiden mittausasemien ilmanlaadun mittaustuloksiin, EU-lainsäädännön päästöjen raja-arvoihin ja ilmanlaatuindeksiin. Lisäksi Hämeenkadun seisontamittauksista on määritetty hiukkaslukumäärään perustuen päästökertoimet, jotka kuvaavat kadulla kulkevien keskimääräisten ajoneuvojen päästöjen koostumusta. Tuloksia esittelevän luvun 5 lopussa vertaillaan käytettyjä mittalaitteita toisiinsa.

2. LIIKENTEEN AEROSOLIEN OMINAISUUKSIA

Liikenteen päästöhiukkasia tutkittaessa on havaittu, että monenlaiset päästöhiukkasten prosessit ovat mahdollisia. Osa päästöhiukkasista syntyy nukleaatiolla kaasufaasista ajoneuvon moottorissa tai sen jälkeen pakokaasujen laimentuessa ja levitessä ympäristöön. Nukleaatiolla tarkoitetaan kaasusta muodostuvan hiukkasen syntyvaihetta, jossa ensimmäiset nesteen tai kiinteän olomuodon ”siemenet” syntyvät ylikylläisestä höyrystä. Aerosolihiukkaset voivat kasvaa ilmakehässä kondensaatiolla eli kaasun tiivistyessä hiukkasen pinnalle, ja yhtymällä toisiinsa eli koagulaatiolla. Päästöjen levitessä ympäröivään ilmaan niiden pitoisuus laskee ja tätä prosessia kutsutaan laimenemiseksi. Hiukkaset voivat deponoitua eli poistua ilmasta tarttumalla johonkin pintaan, kuten ihmisen keuhkoihin, rakennusten seiniin tai maahan.

Tässä kappaleessa käsitellään liikenteen ajoneuvojen päästöjen ominaisuuksia aerosolifysiikan näkökulmasta ja esitellään käsitteitä, jotka liittyvät tutkimuksessa käytettyjen mittalaitteiden toimintaan. Liikenteen päästöjen hiukkasista lukumäärältään suurin osa kuuluu nanohiukkasiin. Tässä työssä aerosolihiukkasten määritelmänä käytetään hiukkasen kykyä kasvaa kondensaatiolla. Kondensaatioytimenä voi hiukkasen lisäksi toimia myös yksittäinen molekyyli. Alle $2,5\ \mu\text{m}$ kokoisia hiukkasia kutsutaan pienhiukkasiksi ja alle 100 nm kokoisia hiukkasia nanohiukkasiksi.

2.1 Päästöjen synty ja koostumus

Erilaiset ja eri polttoaineita käyttävät ajoneuvot aiheuttavat erilaisia päästöjä. Päästöjen koostumukseen ja määrään vaikuttavat moottorin tyyppi ja kunto, polttoaine ja sen lisäaineet, ympäröivät olosuhteet ja pakokaasun käsittely esimerkiksi katalysaattorilla. Liikenteestä aiheutuvat päästöt ovat kokonaisuus primäärisiä hiukkasia suoraan ajoneuvoista ja sekundäärisiä pakokaasujen ja hiukkasten muodostamia hiukkasia. Useissa tutkimuksissa on huomattu, että laboratorio-olosuhteissa mitatut hiukkasjakaumat eivät täysin vastaa tienvarren mittauksia, mikä johtuu osittain mittausteknisistä järjestelyistä ja osittain erilaisista aerosolifysiikan perusprosesseista, kuten nukleaatiosta, haihtumisesta, tiivistymisestä, koagulaatiosta ja hiukkasten sisäisistä muutoksista. Erityisesti nukleaatioprosessi ilmakehässä saattaa

poiketa paljonkin laboratorio-olosuhteissa suoritetusta kokeesta (Virtanen et al., 2006).

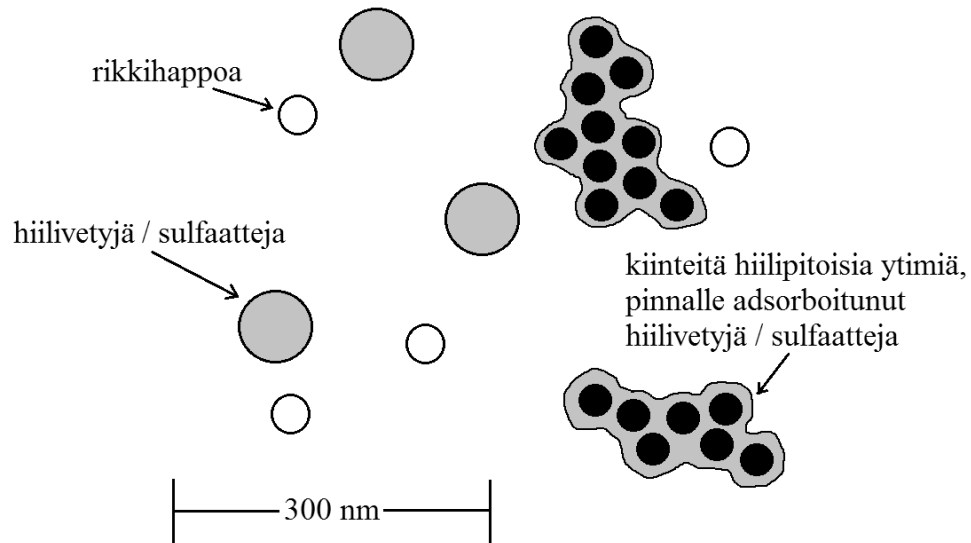
Moottoriajoneuvon primääripäästöt voivat syntyä pääsääntöisesti kahdella tavalla: joko epätäydellisessä palamisessa moottorin sylinterissä tai sen ulkopuolella pakokaasun laimentuessa ja viilentyessä (Maricq, 2006). Tyypillisesti ajoneuvojen päästöhiukkasista lukumääräisesti huomattava osa on syntynyt nukleaatiolla ja suurin osa hiukkasista on alle 50 nm kokoisia (Kittelson, 1998).

Nukleaatiohiukkaset ovat tyypillisesti muodostuneet hiilivedyistä ja sulfaateista (Kittelson, 1998). Hiukkaskooltaan suuremmat hiukkasmoodit ajoneuvopäästöissä koostuvat pääosin noesta ja helposti haihtuvista yhdisteistä (Kittelson et al., 2000, Harris ja Maricq, 2001). Nämä nokihiukkaset ovat agglomeraatteja eli moottorissa palamisprosessin yhteydessä pienistä hiukkasista kasaantuneita hiukkasryppäitä (Kittelson, 1998). Nokihiukkaset ovat peräisin lähinnä dieselkäyttöisistä ajoneuvoista, mutta myös jotkin uudet bensiinikäyttöiset ajoneuvot emittoivat niitä (Harris ja Maricq, 2001). Lisäksi pakokaasussa voi olla läpimitaltaan yli 1 μm kokoisia hiukkasia, jotka ovat syntyneet, kun moottorin rakenteisiin kertyneet nokihiukkasten ryppäät irtoavat pakokaasun sekaan (Kittelson, 1998).

Useat tutkimukset osoittavat, että diesel- ja bensiinikäyttöisten ajoneuvojen hiukkaspäästöt poikkeavat jonkin verran toisistaan. Diesel-moottoreiden hiukkaskokojakau-
man keskimääräinen hiukkaskoko vaihtelee 60–120 nm välillä ja bensiinimoottoreilla 40–80 nm välillä. Suoraan pakoputkesta mitatut hiukkaspitoisuudet vaihtelevat myös suuresti: PFI-bensiinijoneuvojen suuruusluokaltaan 10^4 \#/cm^3 -pitoisuuksista dieselajoneuvojen 10^8 \#/cm^3 -pitoisuuksiin. (Harris ja Maricq, 2001)

Dieselpakokaasun hiukkaset koostuvat pääasiassa agglomeroidusta kiinteästä noesta, tuhkaista ja haihtuvista orgaanisista yhdisteistä ja rikkiyhdisteistä. Raskaiden diesel-ajoneuvojen pakokaasuissa saattaa lisäksi olla jäänteitä palamattomasta polttoaineesta ja voiteluöljystä (Kittelson, 1998). Raskaiden ajoneuvojen pakokaasuissa on havaittu myös nukleaatiohiukkasia, joilla on haihtumaton ydin (Rönkkö et al., 2007) ja ne voivat kantaa sähkövarausta (Lähde et al., 2009), mikä viittaa siihen, että ne ovat syntyneet jo moottorin sylinterissä (Lähde, 2013) ja kasvaneet nukleaatiolla pakokaasun laimentuessa ja jäähtyessä. Näitä kiinteän ytimen omaavia nukleaatiohiukkasia kutsutaan ydinmoodin hiukkasiksi. Kuvassa 2.1 on esitetty periaatekuva tyypillisestä koostumuksesta ja rakenteesta moottoriajoneuvojen pakokaasujen hiukkasille.

Kirjassaan *Poltto ja palaminen* Raiko et al. (1995), kuvailee päästöjen kemiallista koostumusta. Pääosa ajoneuvojen kaasumaisista päästöistä on tyypeä ja polttoaineen



Kuva 2.1 Moottoriajoneuvojen pakokaasuhiukkasten tyypillinen koostumus ja rakenne. Piirretty lähde Kattelson (1998) mukaillen.

palamisessa syntynyttä vesihöyryä ja hiilidioksidia (CO_2). Kun palamisprosessi on yli-ilmainen, sisältää pakokaasu myös happea. Murto-osa pakokaasun aineista on ilmansaasteiksi luokiteltavia päästöjä. Näitä haitallisia aineita ovat typen oksidit (NO ja NO_2), hiilivedyt, hiilimonoksidi (CO) ja rikin oksidit. Typen oksideista käytetään yleisesti lyhennettä NO_x , mikä tarkoittaa typpioksidin (NO) ja typpi-dioksidin (NO_2) summaa. Pakokaasun hiilimonoksidi syntyy paikallisen ali-ilmaisen palamisen tuotteena, hiilivedyt ovat peräisin palamattomasta polttoaineesta ja moottorin voiteluaineesta, ja rikin oksidit vapautuvat poltto- ja voiteluaineen rikistä. Suomessa myytävät ajoneuvojen bensiini- ja dieselpolttoaineet ovat teknisesti rikitömiä (rikkipitoisuus alle 10 ppm), joten myös pakokaasujen rikkipitoisuus on hyvin matala.

2.1.1 Päästöjen koostumusta kuvaavat päästökertoimet

Kaasujen pitoisuuksia ilmassa kuvataan päästökertoimilla (engl. Emission Factors), jotka kuvaavat, kuinka paljon kyseistä kaasua vapautuu poltettua polttoainekiloa, tuotettua energiaa tai kilometriä kohti. Myös hiukkasten kokonaislukumääräpäästölle ja massapäästölle voidaan määrittää päästökertoimet. Monissa tutkimuksissa (esim. Ketzel et al., 2003) päästökertoimet esitetään tästä työstä poikkeavalla tavalla massana tai lukumääränä ajettua matkaa kohden.

Yli-Tuomi et al. (2005) mukaan ajoneuvo emittoi hiiliyhdisteitä yhtä paljon kuin polt-

toaineessa on hiiltä. Koska erilaisten ajoneuvomoottorien polttoprosessin hyötysuhde tavallisissa ajo-olosuhteissa on 90 % tai enemmän, voidaan olettaa hiilidioksidin olevan suurimman massan tuottava hiiliyhdiste pakokaasuissa. Näin ollen eri yhdisteiden päästökerrointen vertailuarvona käytetään usein hiilidioksidin päästökerrointa, sillä hiilidioksidin pitoisuus on yksinomaan riippuvainen kulutetun polttoaineen määrästä. Tässä tutkimuksessa on käytetty hiilidioksidin päästökertoimenä $EF(CO_2)$ Yli-Tuomi et al. (2005) käyttämää VTT:n mittaustulosten keskiarvoa 3141 g/kg polttoainetta keskimääräisille Suomen tieliikenteen ajoneuvoille.

Tässä työssä hiukkasten kokonaislukumääräpitoisuuden päästökerroin saadaan määritettyä mittaustuloksista hiilidioksidipitoisuuden ja hiukkasten lukumääräpitoisuuden aikasarjojen avulla kaavalla

$$EF(N_{kok}) = \frac{ER(N_{kok}) \cdot EF(CO_2)}{M(CO_2)} \cdot \frac{RT_{std}}{p_{std}}, \quad (2.1)$$

jossa $ER(N_{kok})$ on päästöpiikkien hiukkasten lukumääräpitoisuuden kulmakerroin hiilidioksidipitoisuuden funktiona, $EF(CO_2)$ hiilidioksidin päästökerroin 3141 g/kg polttoainetta (Yli-Tuomi et al., 2005), $M(CO_2)$ hiilidioksidin moolimassa 44 g/mol, R kaasuvakio 8,314 J/Kmol, T_{std} standardiolosuhteiden lämpötila 273 K ja p_{std} standardiolosuhteiden ilmanpaine 10^5 Pa. Tässä työssä on huomattava, että kulmakerroin $ER(N_{kok})$ määritetään yksittäisten ajoneuvojen tai ajoneuvoryppäiden päästöpiikeille piikin huippupitoisuuden ja taustapitoisuuden erotuksena.

Luvussa 5 Tulokset on taulukoituna hiukkasten lukumääräperusteisia päästökertoimia ja hiukkasten lukumääräpitoisuuksia erilaisissa mittauksissa. Esimerkiksi nostetakoon Ban-Weiss et al. (2010), jotka laskivat erilaisten ajoneuvojen tunnelimittauksissa yli 3 nm hiukkasten kokonaislukumäärän päästökertoimiksi kevyille ajoneuvoille $(3,9 \pm 1,4) \times 10^{14}$ #/kg polttoainetta ja raskaille diesel-ajoneuvoille $(3,3 \pm 1,3) \times 10^{15}$ #/kg polttoainetta.

2.2 Päästöjen mittaaminen

Aerosolihiukkasten karakteristisia ominaisuuksia ovat hiukkasen koko, pinta-ala, tiheys, massa, morfologia, olomuoto, koostumus ja hiukkasten lukumääräpitoisuus. Useimmiten hiukkasia luokitellaan niiden koon mukaan, koska hiukkasen koon on osoitettu vaikuttavan oleellisesti niiden käyttäytymiseen erilaisissa ympäristöissä ja tilanteissa. Hiukkaskokoa mittavat laitteet eivät yleensä mittaa suoraan hiukkasten halkaisijaa, vaan jotakin muuta hiukkaskoosta riippuvaa suuretta, jonka perusteella

hiukkasen koko voidaan laskea. Mittalaite voi mitata esimerkiksi liikkuvuuskokoa, joka tarkoittaa sellaisen pallomaisen kerran varatun hiukkasen halkaisijaa, jonka sähköinen liikkuvuus on sama kuin tarkasteltavalla mutkikkaamman muotoisella todellisella hiukkasella. Toinen yleinen mittalaitteiden tutkima suure on aerodynaaminen hiukkaskoko, jonka mukaan tutkittavan hiukkasen putoamisnopeus ja halkaisija ovat samat kuin yksikkötiheyksisen (veden tiheys 1 g/cm^3) pallon. Hiukkasten erilaisten karakterististen ominaisuuksien vuoksi mittalaitteen ilmaisema hiukkaskoko ja hiukkasen todellinen koko eivät välttämättä täysin vastaa toisiaan. (Hinds, 1999)

Useimmat mittalaitteet kykenevät mittaamaan vain tietyn kokoluokan hiukkasia, jolloin saadakse laajemman kuvan aerosolin hiukkaskokojakaumasta on käytettävä useampaa laitetta erilaisilla mittaumenetelmillä. Mittauksissa on tärkeää ennalta osata arvioida, millaisia hiukkasia ja hiukaspitoisuuksia tutkittavassa näytteessä voisi olla, jotta laitteet voidaan valita mahdollisimman sopiviksi. Tulee myös pohtia, halutaanko reaaliaikaista tietoa aerosolin muuttumisesta vai riittääkö pidemmän aikavälin näytteen keskiarvo.

Aerosolihhiukkasten kokoa tutkivat mittalaitteet perustuvat joko massan hitauteen eli inertiaan, sähkövaraukseen tai optisiin menetelmiin, tai näiden yhdistelmiin. Inertiaan perustuvia mittalaitteita ovat erilaiset impaktorit ja lentoaikalaitteet, joissa yksinkertaistaen eri massaiset hiukkaset käyttäytyvät eri tavalla, ja näin saadaan selvitettyä hiukkasten koko. Optisia mittalaitteita ovat esimerkiksi optinen hiukkaslaskuri OPC (engl. optical particle counter, Jaenicke, 1972) ja kondensaatiohiukkaslaskuri CPC (engl. condensation particle counter, Aitken, 1889), jossa kaikkein pienimpiä hiukkasia kasvatetaan kondensaatiolla optisin menetelmin mitattavaan kokoluokkaan. Optiset menetelmät perustuvat valon siroamiseen ja vaimenemiseen hiukkasten kulkiessa valonsäteen ohi. Sähköiset mittaumenetelmät ovat käteviä hyvin pienille valmiiksi varautuneille tai mittalaitteen varaamille hiukkasille, joiden liikettä voidaan ohjata sähkökentän avulla. Sähköisellä liikkuvuusanalysointilaitteella DMA:lla (engl. differential mobility analyser, Knutson ja Whitby, 1975) voidaan erottaa hiukkasten kokojakaumasta lähes monodisperssi kaistale, jollaista tarvitaan esimerkiksi laitteistojen kalibroinnissa. (Kulkarni et al., 2011)

Hiukkasten pitoisuudet esitetään usein PM- tai PN-pitoisuuksina. Esimerkiksi PM_{2,5}-pitoisuus tarkoittaa alle $2,5 \mu\text{m}$ kokoisten hiukkasten massapitoisuutta.

2.3 Kokojakauma

Hiukkasia tutkitaan yleensä massana tai lukumääränä tilavuusyksikköä kohden, jolloin tilannetta tarkastellaan hiukkasten pitoisuuksina. Ilmakehän hiukaspitoisuudet

vaihtelevat suuresti eri ympäristöissä. Ilmakehän aerosolit ovat polydispersejä eli hiukkaset ovat keskenään erikokoisia. Hiukkasten kokojakaumien huippuarvot ovat keskittyneet muutamaa tiettyyn hiukkaskokoalueeseen, moodiin. Saman aerosolin eri moodien hiukkasten kokojen välillä voi olla useiden suuruusluokkienkin eroja kuten esimerkiksi kuvasta 2.2 huomataan. On havaittu, että lognormaali jakauma sopii parhaiten kuvaamaan empiiristä dataa hiukkasten kokojakaumasta. (Hinds, 1999)

Hiukkasten kokojakauma voidaan ratkaista hiukkasten lukumäärän, massan tai pinta-alan suhteen (Hinds, 1999). Hiukkasten lukumäärän lognormaali jakauma yhdelle moodille voidaan esittää hiukkasten kokonaislukumääräpitoisuuden N_{kok} , lukumäärämediaanihalkaisijan CMD (engl. count median diameter) ja jakauman geometrisen keskihajonnan σ_g avulla (Kulkarni et al., 2011)

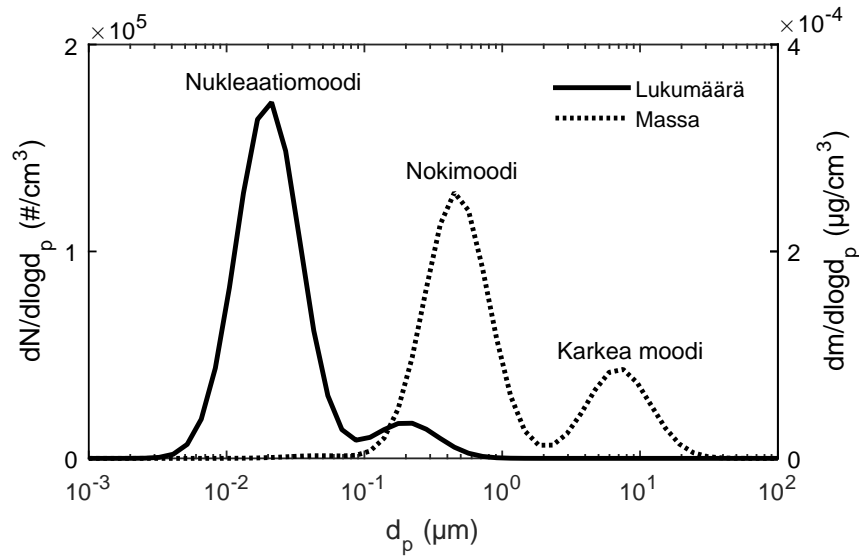
$$dN = \frac{N_{kok}}{\sqrt{2\pi \log \sigma_g}} \cdot \exp\left(\frac{-(\log d_p - \log CMD)^2}{2(\log \sigma_g)^2}\right) \cdot d \log d_p, \quad (2.2)$$

Useamman moodin tapauksessa hiukkasten pitoisuutta kuvaava sovite saadaan summaamalla yhteen moodien lukumäärän verran jakaumafunktioita.

Analysoitaessa aerosolihiukkasten muodostumista, voidaan tutkittavan aerosolin eri moodeille määrittää niitä kuvaavia ominaisuuksia. Moodin geometrinen keskihalkaisija D_g tai GMD (engl. geometric mean diameter) kuvaa todennäköisintä hiukkaskokoa. Geometrinen keskihajonta GSD (engl. geometric standard deviation) kertoo lognormaalin funktion puoliarvon leveyden. Moodin lukumäärämediaanihalkaisijaa CMD käytetään kokojakaumaa selvitetäessä ja kun hiukkaset ovat kooltaan ja pitoisuudeltaan lognormaalisti jakautuneet, CMD on yhtä suuri kuin hiukkasten geometrinen keskihalkaisija GMD . Lisäksi tutkimuksissa voidaan analysoida moodien siirtymistä, levenemistä tai kapenemista. (Hinds, 1999)

Pakokaasuaerosolia tarkasteltaessa huomataan, että sen lukumääräko-jakauman ja massakokojakauman moodien huiput ovat eri hiukkaskokojen kohdalla. Lukumääräkojakaumassa esiin nousevat pienet hiukkaset ja massakokojakaumassa selvimmin erottuvat suuret hiukkaset, joita ei lukumääräisesti ole paljoa (Kittelson, 1998). Kuvassa 2.2 tämä ilmiö on havainnollistettu lukumääräpitoisuuksiltaan 10000 \#/cm^3 , 1000 \#/cm^3 ja 1 \#/cm^3 moodeille. Lukumääräpitoisuuksien ja hiukkaskoon avulla on laskettu massapitoisuus kullekin moodille vastaavassa järjestyksessä $2,6 \times 10^{-6} \text{ \mu g/m}^3$, $2,6 \times 10^{-4} \text{ \mu g/m}^3$ ja $8,6 \times 10^{-5} \text{ \mu g/m}^3$ olettaen hiukkasiin olevan yksikkötiheyksisiä.

Kuvasta 2.2 huomataan moodien huippujen erikohtaisuus erityisesti nokimoodissa,



Kuva 2.2 Kolmimoodinen hiukkasjakauma massalle ja lukumäärälle. Piirretty lähdeä Kittelson (1998) mukaillen.

jossa lukumääräkokojakuman huippu on 200 nm kokoisissa hiukkasissa ja vastaava massakokojakuman huippu 450 nm hiukkasten kohdalla. Kuvasta 2.2 huomaa myös hyvin, kuinka vain 1 $\#/cm^3$ lukumääräpitoisuus 3 μm kokoisissa hiukkasissa aiheuttaa jo suuren massapitoisuuden.

Riippuen tilanteesta aerosolihiukkasten kokojakaumat sisältävät yhdestä neljään moodia. Ilmakehän yleisimmät hiukkasmoodit kokojärjestyksessä ovat nukleaatiomoodi (1–20 nm), Aitken-moodi (20–100 nm), akkumulaatiomoodi (100–1000 nm) ja karkea moodi (1–50 μm) (Hinds, 1999). Ajoneuvojen päästöistä puhuttaessa akkumulaatiomoodia kutsutaan usein nokimoodiksi, sillä suuri osa akkumulaatiomoodin hiukkasista koostuu noesta. Helsingissä tehdyissä vilkasliikenteen tien päästöjen dispersiotutkimuksissa havaittiin kahdesta kolmeen moodia sääolosuhteista ja vuodenaikasta riippuen seuraavilla moodien huippuarvoilla: nukleaatiomoodi 14–23 nm, Aitken-moodi 40–50 nm ja nokimoodi 120–125 nm (Pirjola et al., 2006). Kolmessa muussa Helsingissä tehdyssä liikenteen päästöjä kuvailevassa mittauksessa nukleaatiomoodiksi saatiin noin 20 nm ja nokimoodiksi 75–100 nm (Pirjola et al., 2012, Virtanen et al., 2006, Lähde et al., 2014). Nukleaatio- ja Aitken-moodien erottaminen toisistaan on mittausteknisistä syistä välillä hankalaa ja siksi toisissa tutkimuksissa

Aitken-moodi määritellään jo 20 nm kokoisiin hiukkasiin, kun taas toisissa kyseessä on nukleaatiomoodi (esim. Lähde et al., 2014).

3. KAUPUNKI-ILMA

Ajoneuvoista ja muista lähteistä purkautuneet päästöt laimenevat ja sekoittuvat sääolosuhteiden mukaan ympäröivään ilmaan lisäten ulkoilman luonnollista hiukkaspitoisuutta. Taustapitoisuus tarkoittaa ilman epäpuhtauksien pitoisuutta, joka muodostuu kaukokulkeumasta, luonnollisista lähteistä ja alueellisista päästöistä.

Tässä kappaleessa käsitellään kaupunki-ilman kannalta erilaisia päästöjen lähteitä, päästöjen leviämistä ja muita ilmanlaatuun vaikuttavia tekijöitä. Lisäksi kappaleessa pureudutaan kaupunki-ilman laadun terveysvaikutuksiin ja kuinka ilmanlaatua rajoitetaan ja valvotaan. Työssä hiukkasten pitoisuus tarkoittaa lukumääräpitoisuutta ellei toisin mainita.

3.1 Liikenteen vaikutus

Urbaaneilla alueilla hiukkasten pitoisuus on vahvasti kytköksissä liikennemääriin erityisesti pienten, alle 100 nm kokoisten, hiukkasten osalta. Lähde et al. (2014) tutkivat mobiililaboratoriomittauksissaan Helsingissä erilaisten liikennevirtojen vaikutuksia ja havaitsivat suurta variaatiota hiukkaspitoisuuksissa. Tutkituilla alueilla alle 40 nm:n hiukkasten pitoisuudet vaihtelivat keskimäärin $(1,2-3) \times 10^4 \text{ \#}/\text{cm}^3$ välillä ja suurimmat piikit olivat luokkaa $8 \times 10^5 \text{ \#}/\text{cm}^3$. Pirjola et al. (2012) havaitsivat vastaavassa vilkasliikenteisen kadun tutkimuksessa suurimpien pitoisuuksien olevan luokkaa $8 \times 10^5 \text{ \#}/\text{cm}^3$, josta noin 94 % oli alle 40 nm kokoisia. Vastaava saksalainen tutkimus (Wehner et al., 2002) osoitti keskimääräisen pitoisuuden olevan $(5-6) \times 10^4 \text{ \#}/\text{cm}^3$ välillä kokoluokassa 3–800 nm, josta alle 20 nm hiukkasia oli keskimäärin noin $3 \times 10^4 \text{ \#}/\text{cm}^3$. Näissä eri julkaisuissa käytettiin osittain eri mittalaitteita, mikä on ympäristön olosuhteiden ohella yksi huomioitava tekijä erilaisille mittaustuloksille.

Lähde et al. (2014), havainnoivat sekä nokimoodin lukumääräpitoisuuksien että typen oksidien massakonsentraatioiden osoittavan lineaarista riippuvuutta päivittäisiin raskaiden ajoneuvojen määriin, mutta ei päivittäisiin kokonaisliikennemääriin. Wehner et al. (2002), tutkivat katukanjonimittauksissaan henkilöautojen ja raskaiden ajoneuvojen vaikutuksia päästöjen muodostumiseen eri aikoina arkipäivisin ja viikonloppuisin ja päätyivät samaan lopputulemaan pienhiukkasten lukumääräpitoisuuden,

tyypen oksidien ja raskaiden ajoneuvojen määrän merkittävästä yhteydestä. Nämä havainnot viittaavat siihen, että raskaiden ajoneuvojen päästöt tulee asettaa erityis-tarkkailuun pyrittäessä parantamaan keskusta-alueiden ilmanlaatua.

Useissa mittauksissa (esim. Yli-Tuomi et al., 2005, Pirjola et al., 2012) on osoitettu, että hiukkasten ja kaasumaisten päästöjen pitoisuudet ovat selkeästi suurempia ajoradalla kuin tien sivussa. Hiukkasten lukumääräpitoisuudet ja kokojakaumat eivät kuitenkaan merkittävästi eroa toisistaan katuymäristössä ja moottoriteillä.

Kuten kappaleessa 2.1 todettiin, vaikuttavat erilaisten moottorien ja polttoaineiden synnyttämät erilaiset päästöt vaihtelevissa liikennetilanteissa sääolosuhteiden ohella merkittävästi päästöjen pitoisuuksiin ja koostumukseen. Kaupungeissa autot eivät yleensä aja vakionopeudella, vaan jatkuvasti kiihdyttäen ja hidastaen nopeutta. Kiihdyttäessä moottori tekee enemmän työtä, jolloin oletettavasti syntyy suurempi määrä pieniä hiukkasia kuin ajettaessa tasaisella nopeudella (Wehner et al., 2002). Rönkkö et al. (2014) osoittivat tutkimuksessaan, että jopa 20–30 % ajoneuvojen hiukkaspäästöjen lukumäärästä syntyy auton hidastaessa nopeuttaan tai moottorijarrutuksessa esimerkiksi alamäessä. Näiden päästöhiukkasten pieni koko ja haihtumattomuus (engl. nonvolatility) yhdistettynä siihen, että hiukkasten on havaittu sisältävän voitelöljyjohdannaisia metalleja, vaikuttaa vähintään samalla tavalla haitallisesti terveyteen kuin aiemmin löydetyt päästöhiukkaset.

Talvirenkaat ovat pakolliset Suomessa talvikuukausien aikana, ja noin 90 % henkilöautoista on metallisilla nastoilla varustetut talvirenkaat. Raskaissa ajoneuvoissa, kuten linja-autoissa ja kuorma-autoissa nastarenkaita ei yleensä ole. Liikkautta estetään myös hiekottamalla ja suolaamalla teitä. Nämä tekijät vaikuttavat merkittävästi renkaiden tien pinnasta irrottamiin hiukkasiin ja siten liikenteen aiheuttamiin päästöihin talvella ja keväällä lumien sulettua. (Kupiainen ja Tervahattu, 2004)

3.2 Muut tekijät kuin liikenne

Liikenteen lisäksi kaupunkialueilla ilman pienhiukkaspitoisuuksiin vaikuttavat vuodenaikojen ja sääolosuhteiden vaihtelu, kaukokulkeuma, puun pienpoltto ja katupöly. Katupölyä on ilmassa erityisen paljon keväisin, kun tien pintojen kuivuttua ilmaan pääsee lyhyessä ajassa suuri määrä talven aikana kertynyttä pölyä. Katupöly koostuu pääosin karkeista, yli $2,5\ \mu\text{m}$ hiukkasista ja sisältää muun muassa hiekotushiekan jäänteitä, autojen jarruista ja renkaiden nastoista irronneita pieniä metallihiukkasia, bakteereita ja siitepölyä. (Tie & Liikenne, 2012)

Useissa tutkimuksissa (esim. Niemi et al., 2009) on todettu Suomen suurimpien

kaukokulkeumien hiukkaspitoisuuksien olevan seurausta Itä-Euroopassa erityisesti keväällä ja loppukesällä riehuvista maastopaloista ja muista massiivisista biomassan poltoista eri vuodenaikoina. Pienempiä kaukokulkeumaepisodeja syntyy tavallisista ihmisperäisistä päästöistä esimerkiksi energiantuotosta, liikenteestä, teollisuudesta ja puunpoltosta. Sopivissa olosuhteissa päästöt voivat siirtyä ilmateitse jopa tuhansia kilometrejä. Kaukokulkeumaepisodien aikaan mitatut alle $2,5 \mu\text{m}$ kokoisten hiukkasten massapitoisuudet eli $\text{PM}_{2,5}$ -arvot voivat yltää hetkittäin jopa $163 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja 24 tunnin keskiarvona $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pitoisuuksiin. Puhtaimmat ilmamassat saapuvat Suomeen pohjoisesta Jäämereltä (Niemi et al., 2006).

Ilmakehän pienhiukkasten kokojakaumaan ja lukumäärätiheyteen vaikuttavat erilaisien päästölähteiden lisäksi meteorologiset ja kausittaiset vaihtelut. Bukowiecki et al. (2003) havaitsivat Zurichissä Sveitsissä tekemissään mobiililaboratoriomittauksissa tietyillä alueilla sääolosuhteiden paitsi hallitsevan pitoisuuksien muutoksia, myös vaikuttavan pienhiukkasten muodostumiseen. Kylmissä olosuhteissa primääristen, lähinnä liikenteen päästöistä alkunsa saavien, pienhiukkasten osuus kasvoi urbaaneilla alueilla, ja sekundäärisiä, ihmis- ja eloperäisiä, pienhiukkasia havaittiin muodostuvan maaseudulla keväällä lämpiminä ja aurinkoisina iltapäivinä. Sekundääristen hiukkasten muodostumisen lämpiminä päivinä huomasi myös Gómez-Moreno et al. (2011) mobiililaboratoriolla suorittamissa mittauksissaan Madridissa Espanjassa. Yli-Tuomi et al. (2005) huomasivat tutkimuksissaan Helsingissä, että keskimääräinen $\text{PM}_{2,5}$ -pitoisuus oli korkeampi kuivina päivinä kuin kosteissa sääolosuhteissa.

Muun muassa Charron ja Harrison (2003) sekä Yli-Tuomi et al. (2005) ovat huomanneet liikenteen päästöjä tutkiessaan, että nukleaatiomoodin huippu siirtyy päivän aikana kohti suurempia hiukkaskokoja. Esimerkkinä Charron ja Harrison (2003) tutkimuksissa aamuruuhkassa nukleaatiomoodin huippu oli noin 23 nm ja iltaruuhkassa 31 nm. Ilmiön ajatellaan johtuvan pienten hiukkasten muodostumisesta yön ja aamun aikana ja kasvusta päivän kuluessa koagulaatiolla ja/tai kondensaatiolla. Aamuruuhkan aikainen ulkoilman lämpötila on usein alhaisempi kuin iltaruuhkan, mikä osaltaan vaikuttaa hiukkasten muodostumiseen.

Virtanen et al. (2006) ja Pirjola et al. (2006) Helsingissä tekemien päästömittausten mukaan hiukkasten kokonaispitoisuudet talviaikaan ovat keskimäärin 2-3 kertaa suurempia kuin kesällä ja pitoisuutta hallitsee hiukkasten nukleaatiomoodi. Tutkimuksissa on havaittu kadun varren hiukkaspitoisuuksissa kaksi toisistaan erottuvaa moodia. Virtanen et al. (2006) tutkimuksessa GMD nukleaatiomoodille kesällä oli 20,3 nm ja talvella 18,9 nm, ja hiukkasten keskimääräinen detektiivinen tiheys oli noin $1,0 \text{ g}/\text{cm}^3$ eli sama kuin veden tiheys. Nukleaatiomoodin mittaustulokset vastaavat hyvin aiempia päästömittauksia, mistä voidaan päätellä moodin muodostuvan

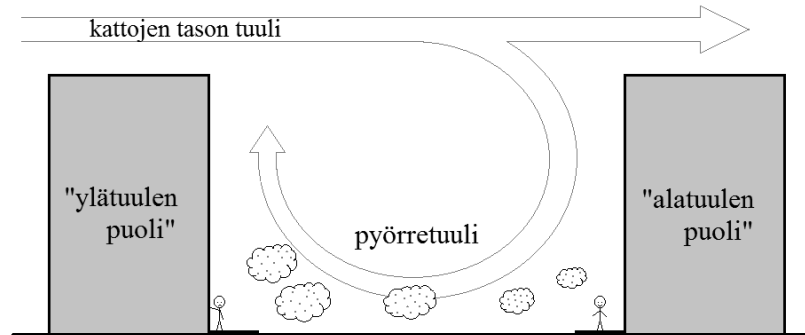
miltei täysin suorista ajoneuvopäästöistä. Nokimoodille *GMD* oli 72,0 nm kesällä ja 75,2 nm talvella, ja hiukkasten keskimääräinen tiheys oli kesällä noin 1,5 g/cm³ ja talvella 1,8 g/cm³, joka on korkeampi kuin oletettu ja selvästi tiheämpää kuin vesi. Hiukkasten suurempi tiheys indikoi urbaanin taustan suurempaa osallisuutta nokimoodiin. Tutkimuksessa ei havaittu nokimoodin *GMD*:n muuttuvan liikennemäärien muuttuessa.

3.3 Leviäminen ja laimeneminen

Tutkittaessa liikenteen aiheuttamien päästöjen leviämistä ympäristöön on havaittu, että kun etäisyys tiestä kasvaa, kokojakauman huippu siirtyy kohti suurempia hiukkasia ja samalla hiukkasten kokonaislukumääräpitoisuus pienenee (esim. Wehner et al., 2002, Pirjola et al., 2012). Tämä ilmiö vaikuttaa olevan seurausta hiukkasten kasvamisesta koagulaatiolla ja kondensaatiolla, kun päästäaerosoli laimenee ympäröivään ilmaan.

Urbaanissa ympäristössä liikenteen päästöt eivät välttämättä pääse vapaasti leviämään ja laimentumaan vapaasti ympäristön puhtaamman ilman kanssa, sillä katuja reunustavat talot rajoittavat ilmavirtojen liikettä. Katukuiluksi kutsutaan katua, jota molemmilta puolilta reunustavat korkeat, tiiviin muurin muodostavat rakennukset tai muut rakenteet. Mitä suurempi rakennusten korkeuden suhde kadun leveyteen on, sitä huonommin ilman epäpuhtaudet laimenevat ympäristöön. Katukuilussa voi sopivassa kattojen tason tuuliolosuhteissa esiintyä pyörretuulta (Vardoulakis et al., 2003). Pyörretuulen voimakkuus riippuu monista tekijöistä, kuten tuulennopeudesta kattojen tasolla (Nazridoust ja Ahmadi, 2006), liikenteen sekä rakennusten ja puiden aiheuttamasta turbulenssista ja ilmakehän stabiilisuudesta (Vardoulakis et al., 2003). Nazridoust ja Ahmadi (2006) mallinnusten mukaan sekä kaasumaisten että hiukkaspäästöjen pitoisuudet ovat paljon korkeampia ylätuulen kuin alatuulen puolella. Katukuilussa esiintyvää pyörretuulta ja päästöjen painottumista ylätuulen puolelle on havainnollistettu kuvassa 3.1.

Pirjola et al. (2012) havaitsivat mittauksissaan, että liikenteen aiheuttamat hiukkas-päästöt jakautuvat epätasaisesti katukuilun pohjalla riippuen kattotason tuulennopeudesta ja -suunnasta. Mittausten mukaan alatuulen puolella hiukkasten lukumääräpitoisuudet olivat noin 24 % ylätuulen puolen pitoisuuksista. Ylätuulen puolen pitoisuudet jalkakäytävällä olivat jopa korkeampia kuin ajoradalla mitatut pitoisuudet. Alatuulen puolella mitattaessa havaittiin, että päästöt pääsevät laimenemaan ympäristöön paremmin silloin, kun rakennukset ovat kohtisuoraan tietä vasten eli kun niiden välissä on enemmän tilaa kuin jos rakennukset ovat tien kanssa yhdensuuntaisesti.



Kuva 3.1 Katukuilun pyörretuuli ja päästöjen jakautuminen katukuilun pohjalla. Piirretty lähteitä Vardoulakis et al. (2003) ja Nazridoust ja Ahmadi (2006) mukaillen.

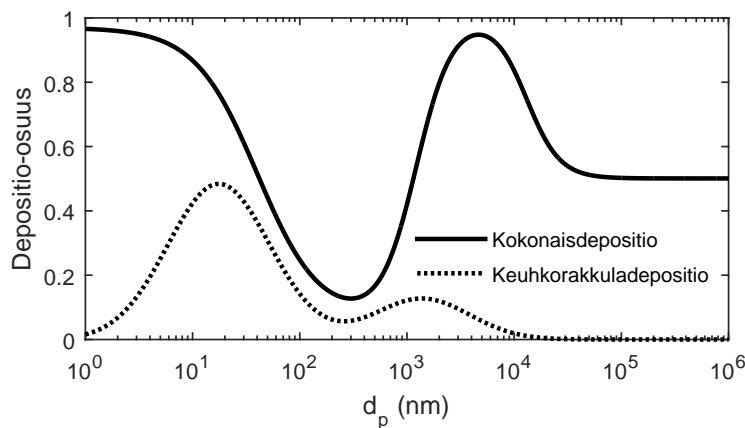
3.4 Terveysnäkökulma

Ilman epäpuhtauksien todetut terveyshaitat ovat tärkeimpiä motivaation lähteitä ilmanlaadun ja hiukkaspäästöjen tutkimiselle. Ympäristön päästöjä pidetään nykyaikana merkittävänä tekijänä maailmanlaajuisessa sairastuvuudessa ja pitkäaikainen altistuminen hiukkaspäästöille on yhteydessä kuolleisuuteen jo hiukkaspitoisuusraja-arvoja pienemmillä pitoisuuksilla. Dockery et al. (1993) havaitsivat laajassa kuuden kaupungin tutkimuksessaan, että ihmisten kuolleisuuden ja pienhiukkasten massapitoisuuden välillä on selkeä yhteys. On tärkeää tutkia hengitettävän ilman laatua siellä, missä ihmiset arkielämässään liikkuvat ja altistuvat päästöille. Brauer et al. (2012), arvioivat, että vuonna 2005 noin 89 % maapallon väestöstä asui alueilla, joilla Maailman terveysjärjestö WHO:n (engl. World Health Organization) määrittämä ilmanlaadun vuosikeskiarvotettu $\text{PM}_{2,5}$ -suositusarvo $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ylittyi.

Maailman terveysjärjestö WHO arvioi pienhiukkasille altistumisen aiheuttaneen 800 000 kuolemaa ja 6,4 miljoonaa menetettyä elivuotta (engl. lost years of healthy life) maailmassa vuonna 2000 (Cohen et al., 2005). Lelieveld et al. (2015) arvioivat, että vuonna 2010 ilmansaasteet ja erityisesti korkeat $\text{PM}_{2,5}$ -pitoisuudet aiheuttivat 3,3 miljoonaa ennenaikaista kuolemaa pääasiassa Aasiassa. Cohen et al. (2005), tutkimus osoittaa pienhiukkasaltistuksen aiheuttavan noin 3 % aikuisten sydän- ja verisuonisairauksien kuolemista, 5 % hengityselinten syöpiin kuolemista ja 1 % lasten kuolemista akuutteihin hengityselinten infektioihin urbaaneilla alueilla ympäri maailman.

Schwartz et al. (1996) mukaan pienet, $\text{PM}_{2,5}$ -kokoluokan, hiukkaset ovat haitallisempia terveydelle kuin isommat hiukkaset. Mitä pienempi hiukkanen on, sitä paremmin se pääsee syvälle keuhkoihin ja verenkiertoon. Lisäksi pienten, halkaisijaltaan alle 100 nm:n, hiukkasten reaktiopinta-ala on suurempi verrattuna isoihin hiukkasiin, jolloin pienet hiukkaset pääsevät vaikuttamaan haitallisesti solujen toimintaan (Lighty et al., 2000). Jotkin nanohiukkaset saattavat päästä jopa solujen sisään ja Limbach et al. (2007) tutkimukset ovat osoittaneet, että pienet metallihiukkaset voivat solujen sisälle päästessään toimia katalyytteinä ja aiheuttaa solujen hapettumista.

Laboratorio-olosuhteissa suoritetuissa solu- ja eläinkokeissa on havaittu, että hiukkasten pinta-ala (particle surface area) korreloi paremmin haitallisten vaikutusten kanssa kuin hiukkasten massa tai lukumäärä (Oberdörster, 2000, Waters et al., 2009). Havainnoista johtuen hiukkasten pinta-ala on relevanttia suhteuttaa niiden kykyyn depositeutua keuhkoihin, joten termi keuhkocodepositoinut hiukkaspinta-ala (engl. lung-deposited surface area) otettiin käyttöön (Fissan et al., 2007). Depositio-osuus tarkoittaa sitä hengitettyjen hiukkasten osuutta, joka jää hengityselimiin eikä siis poistu uloshengityksessä. Depositio ja depositeutumistapa riippuvat muun muassa hiukkasten koosta, tiheydestä, sähkövarauksesta ja hygroskooppisuudesta eli hiukkasen kyvystä imeä itseensä ilman kosteutta. Kooltaan alle 500 nm hiukkasten pääasiallinen depositeutumistapa on diffuusio (Hinds, 1999).



Kuva 3.2 Pienhiukkasten hengityselimiin ja keuhkorakkuloihin depositeutuva osuus. Piirretty lähde Hinds (1999), mukaillen.

Kuvassa 3.2 on ICRP-mallilla (engl. International Commission on Radiological Protection) laskettu depositeio-osuuskäyrä keuhkorakkuladepositiolle ja kokonaisdepositeiolle kevyttä työtä tekeväälle terveelle aikuiselle miehelle (Hinds, 1999). Kuten yllä mainittiin, alle 100 nm kokoluokan nanohiukkaset voivat olla kaikkein vaarallisimpia

terveydelle, ja kuten kuvasta 3.2 huomaa, deposoituvat nämä kaikkein pienimmät hiukkaset herkimmin hengityselimiin.

Pienhiukkasten kemiallinen koostumus, pinnan reaktiivisuus ja muut fysikaaliset ominaisuudet vaikuttavat koon lisäksi paljon pienhiukkasten terveysvaikutuksiin. Kaikkein pienimpien ilmakehän hiukkasten kemiallisista ja fysikaalisista ominaisuuksista on kuitenkin kohtuullisen vähän tietoa.

3.5 Ilmanlaadun tarkkailu ja raportointi

Tieto pienhiukkasten merkittävistä terveyshaitoista tuli suuren yleisön tietouteen vuonna 1952, kun suuri savusumu aiheutti tuhansien ihmisten kuoleman Lontoossa. Suomen taustailman laadun jatkuvan seurannan voidaan katsoa alkaneen marraskuussa 1954, kun ensimmäiset sadevesinäytteet kerättiin ja analysoitiin osana Euroopan ilmakemian mittausverkoston tutkimusta (Egnér ja Eriksson, 1955). Nykyään päästöjä rajoitetaan ja valvotaan kansallisten ja maailmanlaajuisten sopimusten, asetusten ja lakien voimalla

Nykyisin päästöjen rajoittamista säätelevät pitoisuusrajat perustuvat hiukkasten massaan. Kuten luvussa 3.4 Terveysvaikutukset kuvailtiin, useissa tutkimuksissa on kuitenkin todettu keuhkodesposituvan hiukkaspinta-alan korreloivan paremmin haitallisten vaikutusten kanssa kuin massan tai lukumäärän.

3.5.1 Ilmansaasteiden raja-arvot

Ilmansaasteiden raja-arvot määrittävät suurimmat hyväksyttävät ilman epäpuhtauksien pitoisuudet. Raja-arvo tarkoittaa sellaista ilman epäpuhtauksien tasoa, joka on vahvistettu tieteellisin perustein ihmisen terveydelle ja/tai ympäristölle haitallisten seurausten välttämiseksi, ehkäisemiseksi tai vähentämiseksi. Ilmansuojelusta vastaavat viranomaiset seuraavat ilmanlaatua ja tarkkailevat raja-arvojen ylittymistä. Raja-arvot tulevat EU-säädöksistä. Ne on määritelty tilastollisesti vuosiraja-arvoja lukuun ottamatta ja sallivat tietyn määrän ylitystunteja tai -vuorokausia kalenterivuoden aikana.

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivissä 2008/50/EY (Euroopan parlamentti ja neuvosto, 2008) säädetään ilmanlaadusta ja sen parantamisesta EU:n jäsenmaissa. Direktiivissä määrätään muun muassa ilman SO₂:n, NO:n, NO_x:n, hiukkasten PM₁₀:n ja PM_{2,5}:n sallituista pitoisuuksista erilaisilla alueilla sekä ilmanlaadun arviointimittausten näytteenottoaikkojen sijainnista. Direktiivissä määrätään myös

raja-arvoista terveyden suojelemiseksi ja niiden ylittyessä on kunnilla ja/tai valtioilla oltava toimintasuunnitelmat. Taulukossa 3.1 on tämän työn kannalta tärkeiden aineiden raja-arvot.

Taulukko 3.1 Raja-arvot (2008/50/EY).

Aine	Keskiarvon laskenta-aika	Raja-arvo	Sallitut ylitykset vuodessa
Rikkidioksidi (SO ₂)	1 tunti	350 µg/m ³	24 tuntia
	24 tuntia	125 µg/m ³	3 vrk
Typpidioksidi (NO ₂)	1 tunti	200 µg/m ³	18 tuntia
	1 vuosi	40 µg/m ³	-
Hiukkaset (PM ₁₀)	24 tuntia	50 µg/m ³	35 vrk
	1 vuosi	40 µg/m ³	-
Hiukkaset (PM _{2,5})	1 vuosi	25 µg/m ³	-

3.5.2 Ilmanlaatuindeksi

Ilmanlaatuindeksiä käytetään ilmanlaadun päivittäiseen tiedotukseen. Ilmanlaatuindeksin laskennassa voidaan ottaa huomioon muun muassa rikkidioksidin (SO₂), typpidioksidin (NO₂), hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) ja pienhiukkasten (PM_{2,5}) pitoisuudet ilmassa. Millään Suomen ilmanlaadua mittaavalla asemalla ei mitata näitä kaikkia, joten käytännössä indeksi lasketaan vain osasta näitä yhdisteitä. Tästä johtuen eri asemien indeksit eivät ole täysin vertailukelpoisia keskenään, mutta antavat kuitenkin melko hyvän kuvan paikallisesta ilmanlaadusta. (*Ilmanlaatuportaali*) Liitteessä A selitetään ilmanlaatuindeksin yhteys terveys- ja muihin vaikutuksiin. Hyvä ilmanlaatu ei aiheuta suoria terveys- tai luontovaikutuksia, mutta pitkällä aikavälillä hyväkin ilmanlaatu voi aiheuttaa lieviä ympäristövaikutuksia.

Taulukossa 3.2 esitetään indeksiluokkien määräytyminen tämän työn kannalta tärkeiden yhdisteiden ja hiukkasten massapitoisuuksien mukaan (HSY, 2015). Ilmanlaatuindeksi saadaan määrittämällä ensin kullekin mitattavalle yhdisteelle pitoisuuksien tuntikeskiarvoista ali-indeksi. Ali-indeksien korkein arvo määrää ilmanlaatuindeksin arvon. Taulukossa 3.2 on esitetty kunkin yhdisteen tuntipitoisuutta vastaava indeksiarvo. (*Ilmanlaatuportaali*)

Suomessa ilmanlaatuindeksin taustalla vaikuttavat ympäristönsuojelulaki (Suomen eduskunta, 2014), valtioneuvoston asetus 38/2011 (Suomen valtioneuvosto, 2011) ja valtioneuvoston asetus 164/2007 (Suomen valtioneuvosto, 2007). Näissä laeissa ja asetuksissa on pantu täytäntöön Euroopan unionin ilmanlaadua ja hallintaa koskevat direktiivit 2008/50/EY (Euroopan parlamentti ja neuvosto, 2008) ja 2004/107/EY (Euroopan parlamentti ja neuvosto, 2004). Lisäksi ilmanlaadua koskevia tavoitteita

Taulukko 3.2 Ilmanlaatuindeksiä määrittäviä massapitoisuuksien tuntikeskiarvoja. (Ilmanlaatuportaali)

Indeksi-luokitus	Aineiden massapitoisuus $\mu\text{g}/\text{m}^3$			
	SO ₂	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}
hyvä	alle 20	alle 40	alle 20	alle 10
tyydyttävä	20–80	40–70	20–50	10–25
välttävä	80–250	70–150	50–100	25–50
huono	250–350	150–200	100–200	50–75
erittäin huono	yli 350	yli 200	yli 200	yli 75

on annettu Suomen valtioneuvoston päätöksessä 480/1996 (Suomen valtioneuvosto, 1996) ilmanlaadun ohjearvoista.

3.5.3 Valvontajärjestelmät

Useissa maissa ilmanlaatua tarkkaillaan mittausasemien verkostoilla, joita ylläpitävät valtionjohdon tai ympäristönsuojelun viranomaiset. Tampereella ilmanlaatua seurataan kahdella kiinteällä mittausasemalla, Kalevassa ja Epilässä, ja kahdella siirrettävällä mittausasemalla, Pirkankadulla ja Linja-autoasemalla Hatanpään valtatiellä (Tampereen kaupunki, 2015). Kansallisella tasolla ilmanlaadusta tiedotetaan reaaliaikaisesti tunnin välein päivittyvällä www.ilmanlaatu.fi-verkkosivulla. Portaalista voi tarkastella ilmanlaatuindeksejä ympäri Suomen noin sadalta kiinteältä ilmanlaadun mittausasemalta 60 kunnan alueella. Palvelu on perustettu Ympäristöministeriön toimeksiannosta ja sen toteuttaja ja ylläpitäjä on Ilmatieteen laitos. (*Ilmanlaatuportaali*)

Tyypillisesti ilmanlaatua koskeva sääntely ja indeksointi tehdään pitkän aikavälin keskiarvoista, jotka eivät kuitenkaan kerro koko totuutta kaupunkien ilmanlaadusta. Kumar et al. (2015) esittelevät kattavasti uudenlaisen edullisen sensoriverkoston etuja kaupunkien päästöjen tarkkailussa. Perinteisillä kiinteillä ja harvakseltaan sijoitetuilla ilmanlaadun mittausasemilla ei saada tietoa ilmanlaadun paikallisista muutoksista lyhyellä aikavälillä ja olisi kohtuuttoman kallista sijoittaa näitä mittausasemia jokaiseen mahdolliseen päästökeskittymään. Useat mobiililaboratoriomittaukset ympäri maailman kertovat tuloksillaan, että tarvetta edulliselle reaaliaikaisille mittaustuloksille tuottavalle sensoriverkostolle on. Suurimmat tekniset haasteet edullisten sensorien käytössä ovat niiden tarkkuuden, vakauden ja kestävyysparantaminen. Hyvän sensoriverkoston avulla olisi mahdollista tiedottaa reaaliaikaisesti ilman päästöjen muutoksista ja tehdä paikallinen hälytys esimerkiksi kaasunnettomuuden sattuessa. Myös lainsäädännön tulee muuttua edullista sensoriverkostoa suosivampaan muotoon, sillä nykyisin esimerkiksi EU-lainsäädännössä veloitetaan jäsenvaltioita ylläpitämään

yhtä mittausasemaa 100000 km² kohden (Euroopan parlamentti ja neuvosto, 2008).

4. MITTAUKSET JA MENETELMÄT

Tämän diplomityön mittauskampanja toteutettiin 29.9.-7.10.2015 välisenä aikana Tampereen kaupungin keskustan alueella. Mittauksia suoritettiin yhdeksän päivän ajan kello 7–19 välillä riippuen päivästä. Mittauksissa pyrittiin selvittämään ihmisten todellista altistumista päästöille kaupunkiympäristössä, joten kaikki mittaukset suoritettiin ihmisten arkipäiväisissä toimintaympäristöissä ja elinoloissa.

Tässä kappaleessa esitellään käytetyt mittausjärjestelyt ja vallinneet olosuhteet siten, että tutkimus olisi mahdollista toistaa. Kappaleen lopussa esitellään mittauksen aikaisia ongelmatilanteita ja tulostenkäsittelyn kannalta oleelliset seikat.

4.1 Mittausjärjestely ja -olosuhteet

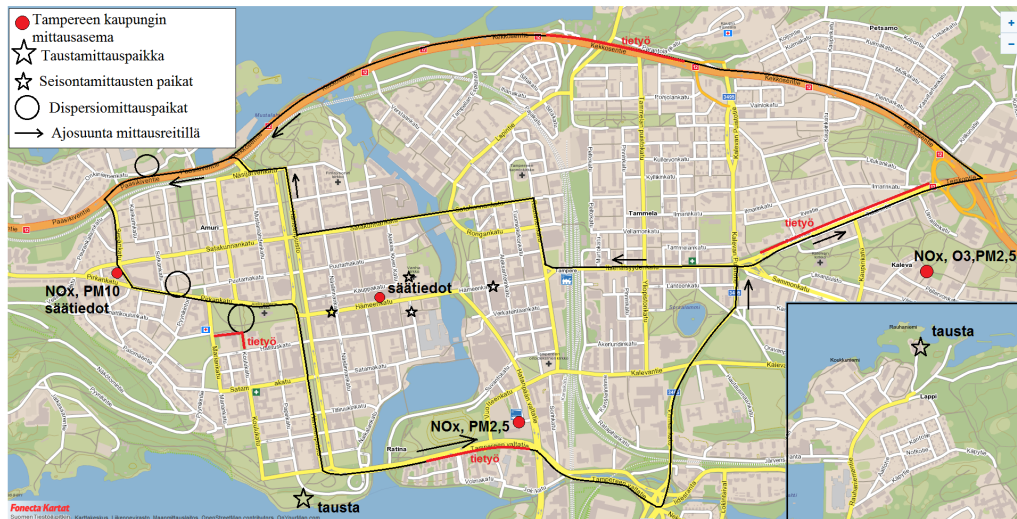
Mittausreitti valittiin siten, että se edustaa mahdollisimman kattavasti Tampereen keskustan alueen erilaisia liikenneympäristöjä. Reittiajon mittauksen aikana pyrittiin ajamaan aina ulointa kaistaa, joka on lähimpänä jalkakäytävää ja siten kuvastaa parhaiten jalankulkijoiden ja pyöräilijöiden altistusta liikenteen päästöille. Reittiajon keskimääräinen ajonopeus oli 25 km/h ja vaihteluväli oli 0–70 km/h. Ydinkeskustassa on yleinen nopeusrajoitus 40 km/h ja muilla ajetuilla reiteillä 50–70 km/h. Mittausreitti näkyy kuvassa 4.1 mustalla viivalla piirrettynä.

Tampereen kaupungin ilmanlaadun mittausasemat on merkitty kuvaan 4.1 punaisilla ympyröillä. Kaupunki mittaa asemillaan typen oksidien NO_x , otsonin O_3 , hengitettävien hiukkasten PM_{10} ja pienhiukkasten $\text{PM}_{2,5}$ pitoisuuksia sekä säätietoja. Näiden mittausasemien mittaustuloksista lasketaan ilmanlaatuindeksi, joka päivitetään tunnin välein ilmanlaatu.fi-verkkosivulle.

Seisontamittauksen paikat on merkitty kuvan 4.1 karttaan pienellä tähdellä. Paikoiksi valikoitiin Tampereen Keskustori Wanhon kirkon kupeessa sekä Tampereen kaupungin joukkoliikenteen (TKL) useiden bussien päätepysäkinä toimivan bussikatoksen viereinen jalkakäytävä noin 10 m päässä bussikatoksesta. Lisäksi paikallaan seisovat mittaukset tehtiin jalkakäytävillä Hämeenkadun itäpäässä, missä yksityisautoilu on kielletty ja katu varattu vain joukkoliikenteelle, ja Hämeenkadun länsipäässä, missä

liikennettä ei olla rajoitettu. Hämeenkadun tien pinnan päällyste on mukulakiveä. Seisontamittauksista saatiin kattavat kestoltaan usean tunnin mittaukset kaikista muista paikoista, paitsi Hämeenkadun länsipäästä, jossa ennakkotiedoista poiketen mobiililaboratoriolle ei saatukaan sähköä. Hämeenkadun länsipäästä on näin ollen mittaustuloksia noin 1,5 tuntia sekä aamu- että iltapäivältä.

Jokaisena mittauspäivänä käytiin aamulla ennen seisontamittausten aloittamista ja illalla seisontamittausten päätyttyä mittaamassa tuulen suunnasta riippuen tausta joko Rauhaniemen kansankylpylässä Näsijärven rannalla tai Eteläpuiston ulkoilualueella Pyhäjärven rannalla. Taustamittausten paikat on merkitty kuvaan 4.1 isolla tähdellä.



Kuva 4.1 Mittauspaikat ja -reitti kartalla.

Dispersiomittauksille eli liikenteen aiheuttamien päästöjen leviämisen ja laimene-
misen tutkimukselle valittiin kolme mittauspaikkaa (merkitty kuvaan 4.1 mustalla
ympyrällä): Pirkankadun mittauksille Aleksanterin kirkkopuisto sekä Tampereen
taidemuseon viereinen kävely- ja pyörätie Pyynikintoria vastapäätä, ja Paasikiventien
mittauksille Onkiniemenkadun viereinen Särkänniemen parkkipaikka. Dispersiomit-
taukset tehtiin aina tuuliolosuhteissa, joissa tuuli puhalsi likimain tutkittavalta tieltä
kohti mobiililaboratoriota.

Dispersiomittauksissa mittaus aloitettiin sijoittamalla auton keula niin lähelle tutkit-
tavaa tietä tai katuja kuin mahdollista. Etäisyys tien reumasta mitattiin mittanauhalla
ja kirjattiin ylös mittauspöytäkirjaan. Mittausaika yhdessä paikassa oli noin 5 minuut-
tia, jonka jälkeen auto siirrettiin seuraavaan etäisyyteen. Siirron jälkeen odotettiin het-
ken aikaa ennen mittauksen aloitusta mobiililaboratorion omien päästöjen leviämistä



Kuva 4.2 Mittauspaikka Keskustorilla vanhan kirkon kupeessa.



Kuva 4.3 Dispersiomittauksia Paasikiventiellä Särkänniemen parkkipaikalla.

ympäristöön. Kaukaisimman mittauspaikan jälkeen mittaukset tehtiin uudelleen käänteisessä järjestyksessä kaukaisimmasta etäisyydestä tietä kohti. Taulukossa 4.1 on esitettyä kunkin mittauspaikan mitatut etäisyydet tiestä.

Taulukko 4.1 Dispersiomittausten mittausetäisyydet.

Paikka	Etäisyys tiestä (m)				
Paasikiventie, Särkänniemi	13	18	33	58	
Pirkankatu, Aleksanterin kirkkopuisto	5	10	20	40	60
Pirkankatu, Taidemuseo	9	14	24	34	49

Kuvissa 4.2 ja 4.3 on mittausten aikana otetut valokuvat mobiililaboratoriosta mittauspaikoilla Keskustorilla vanhan kirkon kupeessa ja Paasikiventien varressa Särkänniemen parkkipaikalla.

4.1.1 Sääolosuhteet

Mittausajankohdaksi valikoitui syys-lokakuun vaihde, sillä silloin muut tekijät kuin liikenne eivät yleensä aiheuta kaupunki-ilmaan merkittäviä päästöjä. Syys-lokakuun vaihteessa luonnon kasvukausi on suurimmilta osin päättynyt eli ilmassa ei ole siitepölyä. Myöskään katupölyä ei ole ilmassa tavanomaista enempää.

Mittauspaikkojen valintaa suunniteltiin Ilmatieteenlaitoksen (IL) sääennusteiden avulla siten, että esimerkiksi taustamittaukset tehtiin aina tuulen suunnan mukaan. Tuulen suunnalla oli oleellinen rooli myös dispersiomittauspaikkojen valinnassa, joissa tuulen haluttiin puhaltavan likimain tarkasteltavalta tieltä tai kadulta kohti mobiililaboratoriota. Mittauskampanjan aikaan Tampereella oli pääosin poutaista ja lämpötila vaihteli $-5 \dots +16$ °C välillä. Mobiililaboratorion katolle asennetulla sääasemalla voitiin kerätä talteen tiedot ulkoilman lämpötilasta, ilmankosteudesta,

tuulen suunnasta ja voimakkuudesta, auton ajonopeudesta ja paikkakoordinaateista. Päivittäiset säätilan vaihtelut kirjattiin lisäksi omien havaintojen ja Ilmatieteenlaitoksen säätietojen pohjalta ylös mittauspöytäkirjaan. Taulukossa 4.2 on tiivistettynä sääolosuhteet mittauksen aikana. Taulukon 4.2 lämpötila- ja tuulitiedot on saatu Ilmatieteen laitoksen operatiiviselta ilmastopalvelulta.

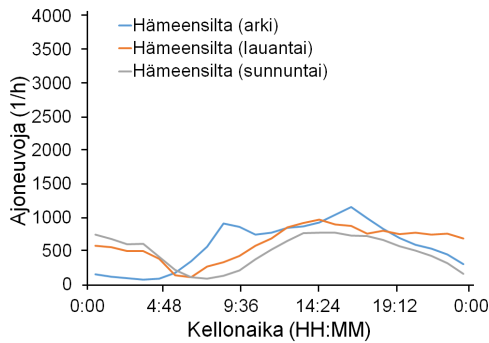
Taulukko 4.2 Mittauksen aikataulu ja säätiedot yleisesti (IL). Tuulen suunnasta on käytetty seuraavia lyhenteitä: P pohjoinen, Ko koillinen, E etelä, Lo lounas ja L länsi.

Päivä	Mittaus	Lämpötilan vaihtelu (°C)	Säähavainnot
tiistai 29.9.	dispersioita ja reittiajoa	0 ... +12	Ko/Lo 0–3 m/s, puolipilvistä
keskiviikko 30.9.	reittiajoa	+9 ... +15	L 1–5 m/s, aurinkoista
torstai 1.10.	seisonta vanha kirkko	+11 ... +13	L 4–6 m/s, sadetta aamupäivällä
perjantai 2.10.	seisonta bussikatos	+11 ... +16	Lo 4–9 m/s, puuskissa 5–15 m/s, pilvistä
lauantai 3.10.	seisonta vanha kirkko	+4 ... +12	L 3–6 m/s, aurinkoista
sunnuntai 4.10.	seisonta vanha kirkko	+7 ... +12	E/L 2–6 m/s, tihkusadetta aamulla
maanantai 5.10.	Hämeenkatu länsi ja bussikatos	+3 ... +8	P 3–5 m/s, puolipilvistä
tiistai 6.10.	Hämeenkatu itä	-4 ... +7	P/Ko 1–3 m/s, aurinkoista
keskiviikko 7.10.	dispersioita ja reittiajoa	-5 ... +6	P 0–3 m/s, aurinkoista

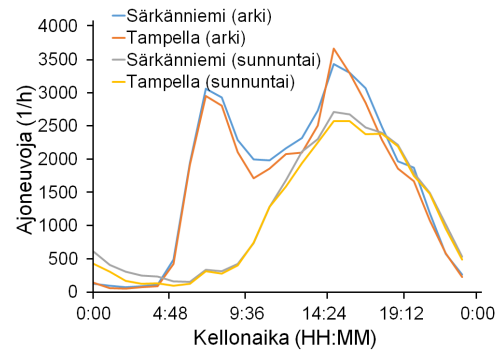
Mittauksen aikana huomattiin, että mobiililaboratorion sääaseman tuulianturi ei toiminut auton seistessä paikallaan. Näin ollen paikallaan seisovissa mittauksissa ei saatu itse mitattua tuulidataa ollenkaan, mutta sen sijaan käytettiin Ilmatieteen laitoksen tuntikeskiarvoista mittausdataa säätiedoista Tampere-Pirkkalan lentoasemalta noin 11 km Tampereen keskustasta luoteeseen.

4.1.2 Liikennevirrat mittauksen aikana

Kuvissa 4.4 ja 4.5 on esitettyä keskimääräinen ajoneuvolukumäärä ajan funktiona sekä arkipäivien keskiarvona että viikonloppuina mittauskampanjan aikana Hämeenkadun Hämeensillan kohdalta, Valtatieltä 12 Kekkosen tieltä Rauhaniementien ja Kalevan puistotien välistä (Tampellan kohta) ja Valtatieltä 12 Paasikiventtieltä Onkiniemenkadun ja Laiturinkadun välistä (Särkänniemen kohta). Liikennevirtadata saatiin Tampereen kaupungin Liikennesuunnittelusta Jarno Hietaselta 15 minuutin laskettuna ajoneuvojen lukumääränä.



Kuva 4.4 Keskimääräinen liikennevirta Hämeenkadulla (Hämeensilta).



Kuva 4.5 Keskimääräinen liikennevirta Valtatiellä 12 (Särkänniemi ja Tampella).

Mittauskampanjan aikaan Hämeenkadulla, kuten myös muualla Tampereen ydinkeskustan alueella, liikenteen yleinen nopeusrajoitus oli 40 km/h. Valtatiellä 12 Rauhaniementien ja Kalevan puistotien sekä Onkiniemenkadun ja Laiturinkadun välisellä osuudella nopeusrajoitus oli 50 km/h. Todelliset liikenteen keskimääräiset nopeudet olivat todennäköisesti hieman matalampia kuin nopeusrajoitukset johtuen Valtatiellä 12 Rantatunnelin työmaasta Rauhaniementien kohdalla ja liikennevaloista Laiturinkadun kohdalla. Hämeenkadulla liikennevalot, jalankulkijoiden suojatiet ja bussipysäkit hidastavat liikenteen todellista nopeutta rajoituksen alle.

Ajoneuvolukumäärissä on selkeästi havaittavissa arkipäivien aamu- ja iltaruuhkat. Viikonlopun liikenteessä ruuhkahuippu painottuu iltapäivään. Hämeenkadun osalta on pantava merkille lauantain ja sunnuntain välisen yön muita öitä vilkkaampi liikenne.

Raskaiden ajoneuvojen osuudesta kokonaisliikenteestä Tampereen kaupungilla on tietoa vain arjen ruuhkahuipputunnin osalta. Taulukossa 4.3 on esitelty raskaan liikenteen osuus kaikista ajoneuvoista Tampereen keskustan alueella.

Taulukko 4.3 Raskaiden ajoneuvojen keskimääräinen osuus liikenteestä ruuhkahuipputuntien aikana (Tampereen kaupungin liikennesuunnittelu).

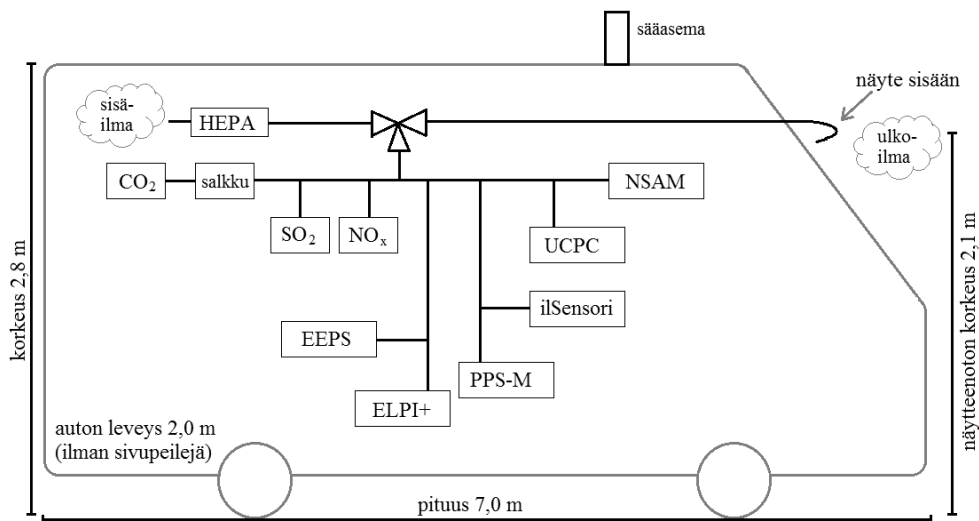
Paikka	Tarkennus	Raskas liikenne (arki)	Raskas liikenne (koko viikko)
Paasikiventie (vt12)	Onkiniemenkatu–Laiturinkatu	3,2 %	2,8 %
Kekkosentie (vt12)	Rauhaniementie–Kalevan puistotie	2,7 %	2,2 %
Itsenäisyydenkatu	Rautatietunneli	14 %	-
Hämeenkatu	itä	78 %	-
	länsi	25 %	-

Hämeenkadun itäpäähän rajoittaminen pelkästään julkisen liikenteen käyttöön selittää raskaiden ajoneuvojen suurta osuutta kadun tällä puolella verrattuna länsipäähän.

Saadun liikennevirtadatan lisäksi Hämeenkadun länsipäässä tehtiin mittausten aikana omaa ajoneuvojen laskentaa iltaruuhkan aikaan. Laskuissa päädyttiin taulukon 4.3 kanssa yhtenevään tulokseen, että noin neljäsosa kadun liikenteestä on raskaita ajoneuvoja. Liikennevirrasta otettiin lisäksi muutamana päivänä videokuvaa, josta voidaan tarvittaessa tarkastella yksittäisten autojen tai autorypästen aiheuttamia piikkejä pitoisuuksissa.

4.2 Mobiililaboratorio ja mittauslaitteisto

Tässä kappaleessa esitellään TTY:n Aerosolifysiikan laboratorion mobiililaboratorio, kaikki käytetyt mittalaitteet lyhyesti sekä mittauslaitteisto kokonaisuutena. Mittauslaitteisto valittiin siten, että mittauksissa voitiin tarkastella hyvin pieniä massapitoisuuksia, suuresti vaihtelevia lukumääräpitoisuuksia ja alle 100 nm kokoisia nanohiukkasia. Laitteista yhtä lukuunottamatta kaikki olivat TTY:n Aerosolifysiikan laboratorion laitteita ja yksi oli Ilmatieteen laitoksen testiversio edullisesta optisesta massapitoisuussensorista. Kuvassa 4.6 on esitettyinä periaatekuva mittauslaitteistosta mobiililaboratoriossa.



Kuva 4.6 Mittauslaitteisto mobiililaboratoriossa.

Kuvassa 4.6 esiintyvä TTY:n Aerosolifysiikan laboratorion mobiililaboratorio on suuri Mercedes-Benz Sprinter A3 319 -mallinen pakettiauto, jossa ei ole muita kiinteitä mittalaitteita kuin sääasema auton katolla. Mobiililaboratorio on suunniteltu siten, että sillä voidaan kuljettaa erilaisia mittalaitteita ja mitata ajon aikana tai paikallaan seisoen katutason aerosoleja. Auto soveltuu helpon liikuteltavuutensa ansiosta erityisen hyvin reaaliaikaisiin jahtaus- ja tienvarsimittauksiin.

Mobiililaboratorion ulkopuolella on viisi erillistä näytteenottolinjaa happoteräsputkesta ja sähköä johtavasta teflonista hiukkasille ja 5 teflon-linjaa kaasuille. Näiden lisäksi autossa on 5 läpivientiluukkua, jotka mahdollistavat useat erilaiset näytevirtauskanavat eli inletit. Tässä tutkimuksessa käytettiin auton keulalla tuulilasın yläpuolella olevaa näytevirtauskanavaa noin 2,1 m korkeudella maasta.

Auton sisäpuoli koostuu kahdesta väliseinällä toisistaan erotetusta tilasta. Edessä on käännettävät kuljettajan ja apukuskin istuimet, joiden takana on mittaajan istuin ja pöytä kannettavia tietokoneita varten. Auton takaosa on muunneltavissa taitettavien hyllyjen avulla sopivaksi erilaisten mittalaitteiden kuljettamiseen tai mittaamiseen. Kaikissa hyllyissä on kiinnityskiskot laitteille ja värinäherkkien laitteiden alle voitiin asettaa värinää absorboivia kumin ja solumuovin palasia. Lisäksi auton takaosan lämpötilaa pystyttiin säätämään ilmastointilaitteella ja avaamalla läpivientiluukkuja. Mittauslaitteiston pitäminen mahdollisimman tasaisessa lämpötilassa on tärkeää luotettavien tulosten saamiseksi ja siksi, että laitteet toimivat vain tietyllä lämpötila-alueella.

Lyhytkestoisia paikallaan seisovia mittauksia varten mobiililaboratoriossa on 4,7 kWh litium-akku, joka tässä tutkimuksessa kesti noin 2 tuntia kaikkien laitteiden mitatessa. Maantieajossa akku latautuu hitaasti vaikka mittalaitteet olisivat päällä, mutta kaupunkiajossa latautumista ei juurikaan tapahdu. Akkua voi ladata myös suoraan sähköverkosta, mikä on pitkäkestoisten paikallaan seisovien mittauksien edellytys. Tässä tutkimuksessa ongelmaksi muodostuikin akkua kuluttava mittausajo kaupungissa ja joidenkin mittauspaikkojen sähköttömyys.

Mittalaitteet pyrittiin sijoittamaan mobiililaboratorion takatilaan niin, että kauimpana linjastossa olivat laitteet, joiden mittaaman kokoalueen alaraja oli korkein, jotta pienten hiukkasten diffuusiohäviöt ennen niitä mittaavia laitteita olisivat mahdollisimmat pienet. Mittalaitteiden sijoitteluun vaikutti olennaisesti myös mobiililaboratorion takatilan ahtaus sekä laitteiden sitominen kiinni hyllyihin ja muihin auton rakenteisiin. Laitteet tuli sitoa kuormaliinoilla huolellisesti, jotta ne eivät pääsisi putoamaan tai heilumaan mittausajon aikana.

Kuvassa 4.6 on merkitty myös hepa-suodatin, jolla saatiin tarkistettua hiukkasmittalaitteiden nollatasot helposti vain hanaa kääntämällä. Nollamittauksia tehtiin hepasuodattimen läpi jokaisena mittauspäivänä ennen mittauksien alkua, kesken mittauksien ja päivän lopuksi. Näin varmistettiin linjaston tiiveys ja laitteiden toimintakunto hiukkasten osalta. Hepasuodattimella ei voitu tarkistaa kaasuja mitattavien laitteiden toimintaa, sillä suodatin ei suodata kaasuja. Nollakorjaus tehtiin tulosten käsittelyn yhteydessä Matlab-ohjelmassa jokaiselle mittauspäivälle erikseen

kutakin mittaushetkeä lähimmän nollamittauksen mukaan vähentämällä nollataso mitatusta.

4.2.1 Kokojakaumaa ja pitoisuutta mittaavat laitteet

Mittauksissa käytettiin hiukkasten lukumääräkokojakaumaa ja -pitoisuutta mittaavaa ELPI+:aa ja EEPS:iä ja pelkästään lukumääräpitoisuutta mittaavaa UCPC:tä. Mittauksissa haluttiin käyttää näitä kaikkia kolmea laitetta kattavan mittausdatan saamiseksi. Kaikki kolme laitetta mittasivat reaaliaikaisesti ilman hiukkasten lukumääräpitoisuuden muutoksia.

ELPI+ (Electrical Low Pressure Impactor, Dekati Ltd.) on sähköinen alipaineimpaktori, joka mittaa hiukkasten lukumääräpitoisuutta aerodynaamisen koon mukaan luokitellen. ELPI+:n toiminta perustuu hiukkasten varaamiseen koronavarauksella, kokoluokitteluun inertiaan perustuvalla impaktorilla ja sähköiseen keräämiseen impaktoriasteille (Keskinen et al., 1992). ELPI+:lla voidaan mitata hiukkasten lukumääräkokojakauma ja kokonaispitoisuus kokoalueella 6 nm - 10 μm . Työssä ELPI+:n näytevirtaus oli 10 lpm. (Dekati, 2011)

EEPS (Engine Exhaust Particle Sizer Spectrometer, Model 3090, TSI Inc.) on moottorin pakokaasun hiukkaskokoluokittelija, joka on tarkoitettu erityisesti polttomoottorien ja ajoneuvojen hiukkaspäästöjen kokojakauman reaaliaikaiseen mittaamiseen (Johnson et al., 2004). Laitteen toiminta perustuu hiukkasten sähköiseen varaamiseen koronavarauksella, jonka jälkeen ne kokoluokitellaan voimakkaassa sähkökentässä. EEPS mittaa hiukkasten lukumääräkokojakauman ja kokonaispitoisuuden kokoalueella 5,6 - 560 nm. Laitteen näytevirtaus oli 10 lpm ja suojailman virtaus 40 lpm. (TSI, 2006)

Hiukkasten pitoisuutta voidaan mitata kondensaatiohiukkaslaskurilla (engl. Condensation Particle Counter, CPC), joka kasvattaa hiukkaset kondensaatiolla, yleensä vedellä tai butanolilla, optisesti havaittavaan kokoon (Kulkarni et al., 2011). Tässä työssä käytettiin UCPC:tä (engl. Ultrafine Condensation Particle Counter, Model 3776, TSI Inc.), joka eroaa tavallisesta CPC:stä siinä, että UCPC:n mittaamien hiukkasten kokoalue on huomattavasti pienempi kuin tavallisen CPC:n. Käytetty UCPC kasvattaa hiukkaset ylikyllästetyllä butanolihöyryllä noin 10 μm kokoisiksi riippumatta niiden alkuperäisestä koosta hiukkaskokoalueella 2,5 nm - 3 μm . Laitteen lukumääräpitoisuuden mittausalue on $0-1 \times 10^6 \text{ \#/cm}^3$. UCPC:n näytevirtaus valittiin tässä tutkimuksessa 1,5 lpm (high flow), koska haluttiin mittausdataa hyvällä aikaresoluutiolla ja minimoida hiukkashäviöt linjastossa. (TSI, 2014)

4.2.2 Keuhkodepositiota mittaava NSAM

Keuhkodepositiovien hiukkasten pinta-alapitoisuutta mitattiin NSAM:illa (Nanoparticle Surface Area Monitor, TSI Inc.) hiukkaskokoalueella 10 nm - 1 μm . Laite antaa hiukkasten keuhkoihin depositeutuvan pinta-alan kuutiosenttimetriä kohden, jolloin pitoisuuden yksikkö on $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$. NSAM mittaa keuhkodepositiota ICRP-mallin mukaisesti henkitorveen, keuhkoputkiin ja keuhkorakkuloihin kulkeutuvista hiukkasista. Laitteen toiminta perustuu hiukkasten diffuusiovaraamiseen koronavarajalla positiivisesti varatuilla ioneilla ja varattujen hiukkasten keräämiseen elektrometrillä. Kokonaisvirtaus laitteeseen on 2,5 lpm, josta aerosolinäytteen osuus on 1,5 lpm ja koronavarajalle suodattimien läpi kulkevan ionisoitavan ilmapirran osuus on 1,0 lpm. (TSI, 2005)

4.2.3 Keskihintaiset hiukkassensorit

PPS-M (Pegasor Particle Sensor M, Pegasor Oy) on sähköinen aerosolien mittauslaite, jonka toiminta perustuu diffuusiovaraajaan ja sähkövirran mittaamiseen ilman, että hiukkasia kerätään talteen (Pegasor, 2014). PPS-M -sensori on suunniteltu erityisesti autojen päästömittauksiin ja sen toimintaa ovat esitelleet Rostedt et al. (2014) tutkimuksessaan laboratorio-olosuhteissa. Sensorin mittaama hiukkaskokoalue on muutamista nanometreistä 2,5 μm :iin, mutta hiukkaskokoalueen luotettavuus riippuu käytetystä mittausjännitteestä ja hiukkasten pitoisuudesta. Matalilla pitoisuuksilla ei pieniä (alle 20 nm:n) hiukkasia havaita.

Ilmatieteen laitoksen ilSensori perustuu optiseen hiukkasten laskentaan ja sen aikaresoluutio on 30 s. Sensori on vasta prototyyppi, mutta sen on havaittu korreloivan suhteellisen hyvin PM_{10} -pitoisuuksien kanssa. Laitteen toiminnasta ja mittaustuloksista ei ole vielä tehty julkaisuja.

4.2.4 Kaasujen mittalaitteet

Hiilidioksidipitoisuuksia mitattiin SIDOR-kaasuanalysaattorilla (SIDOR, näytteitä ottava monikomponenttinen kaasuanalysaattori, Sick-Maihak, 2007). Laitteen eteen näytelinjaan tuli asettaa näytteenkäsittelysalkku, joka kuivasi ja lämmitti kaasun sopivaksi CO_2 -analysointia varten. Kaasuanalysaattori on toiminnaltaan reaaliaikainen mittalaite, mutta johtuen pitkästä näytelinjasta ja näytteenkäsittelysalkusta, CO_2 -mittaustulokset olivat noin 12 s jäljessä hiukkasmittauksia. Rikkidioksidin SO_2 pitoisuutta ilmasta mitattiin reaaliaikaisella AF22M-laitteella (Environment S.A,

2014), jonka toiminta perustuu fluoresenssiin ultraviolettivalossa. Typen oksideja NO ja NO₂ mitattiin reaaliaikaisella NO_x-analysaattorilla (engl. nitrogen oxide analyzer, model T200, TAPI, 2015), jonka toiminta perustuu kemiluminesenssiin.

4.3 Mittausten ongelmatilanteet

Kaikilla laitteilla ei aina saatu tulosta, koska kaikki laitteet eivät aina olleet mukana mittausjärjestelyssä esimerkiksi teknisten ongelmien tai näytelinjojen vuotojen takia. Vuodot tukittiin mahdollisimman ripeästi niiden havaitsemisen jälkeen, jotta mitaukset eivät häiriintyisi.

Teknisiä ongelmia oli erityisesti CO₂-analysaattorin kanssa. Mittauksissa havaittiin, että CO₂-analysaattorin mittaama hiilidioksidipitoisuus seilasi hitaina aaltolina 330–370 ppm välissä. Seilaamisesta huolimatta yksittäisten autojen ja autorypätien aiheuttamat piikit havaittiin selkeästi, mutta taustapitoisuuksiin tai muihinkaan keskiarvotettuihin pitoisuuksiin ei CO₂-pitoisuuksien osalta voi luottaa.

Laitekohtaisten ongelmien lisäksi näytteenottolinja oli niin pitkä ja mutkikas, että voitaneen arvioida sen suodattaneen muutamaa mikrometriä suuremmat hiukkaset miltei kokonaan pois mittauksista. Näin ollen vaikka ELPI+:n havainnointialue onkin 6 nm – 10 µm, voidaan ajatella laitteen mitanneen vain muutamaa mikrometriä pienempiä hiukkasia. Muilla laitteilla näytelinjan pituus ja mutkikkaus on tuskin vaikuttanut yhtä vahvasti kuin ELPI+:lla, sillä muiden laitteiden havainnointialueet olivat selvästi pienemmissä hiukkasissa. Toisaalta pienimpien hiukkasten diffusiohäviöt pitkässä näytelinjassa vaikuttavat myös kaikkein pienimpien hiukkasten mittauksien oikeellisuuteen. Tämän vuoksi ELPI+:n mittauksista on jätetty suodatinasteen tulokset kokonaan huomioimatta eli ELPI+:n todellinen mittausalue tässä tutkimuksessa on 17 nm – 1 µm. Muiden laitteiden kokoaluetta ei erikseen rajattu.

Tässä tutkimuksessa sähkövirran hankala saatavuus aiheutti sen, että välillä auton takaosan lämpötila pääsi nousemaan useita asteita huoneenlämpötilasta ennen kuin ilmastointilaitte saatiin laitettua päälle. Ilmastointilaitetta ei välillä laitettu päälle ollenkaan, sillä sen huomattiin käyttävän melko paljon energiaa akun rajallisesta kapasiteetista. Tällöin lämpötilaa pyrittiin säätämään avaamalla takaosan läpivientiluukkuja. Oletettavasti juuri lämpötilan vaihtelut aiheuttivat CO₂-analysaattorin suuret pitoisuusvaihtelut.

Erilaisten ongelmien aikaiset mittaushetket poistettiin riippuen tilanteesta joko laitekohtaisesti tai kaikkien laitteiden osalta lopullisista tuloksista. Tarkoitettu-

jen poistojen lisäksi mittaustuloksissa on joidenkin laitteiden kohdalla muutamien minuuttien aukkoja, kun laite on omatoimisesti aloittanut uuden mittausjakson ja tallentamisen uuteen tiedostoon.

4.4 Tulostenkäsittely

Mittausten aikana kannettavien tietokoneiden tallettavat mittaustulokset varmuuskopioitiin päivittäin mittausten lopuksi. Mittauskampanjan jälkeen kaikkien käytettyjen yhdeksän mittalaitteen data yhdistettiin Matlabissa. Yhdistämisessä kaikille hiukkasmittalaitteille tehtiin nollatasojen korjaus ja käytettyjen kahden kannettavan tietokoneen toisistaan poikkeavien aikojen vuoksi kaikkien laitteiden mittausdatan aikaleimat synkronoitiin Matlabissa. Kaikille mittaushetkille eri laitteiden mittaamille suureille laskettiin datan keskiarvo ja keskihajonta.

Hiukkasmittalaitteista EEPS:in, UCPC:n ja NSAM:in mittaustulokset olivat käytettävissä sellaisenaan, mutta ELPI+:n dataa piti käsitellä sen saattamiseksi hiukkaskokojakaumiksi. Hiukkaskokojakaumista laskettiin lisäksi hiukkasten kokonaispitoisuus sekä lukumäärälle että massalle.

ELPI+ mittaa impaktoriasteille varatuista hiukkasista tullutta virtaa. Kullekin asteelle jääneiden hiukkasten lukumäärä N saadaan kaavalla

$$N = \frac{I}{PneQ}, \quad (4.1)$$

jossa I on asteen mittaama virta, P varaajan läpäisy, n hiukkasten keskimääräinen varaus, Q tilavuusvirtaus laitteen läpi ja e alkeisvaraus. Yhdistettynä P ja n muodostavat varautumisasteen Pn , joka löytyy Järvinen et al. (2014b) ELPI+:n kalibrointia kuvaavasta artikkelista. Jokainen impaktoriaste kuvaa tiettyä hiukkaskokoaluetta. Yhdistämällä kaavalla 4.1 saatu lukumäärä ELPI+:n valmistajan ilmoittamiin kokoluokkiin (Dekati, 2011) saadaan määritettyä hiukkasten kokojakauma.

EEPS:llä ja ELPI+:lla määritettyjen hiukkasten kokojakaumien perusteella voidaan laskea hiukkasten kokonaistilavuus ja -massa, kun oletetaan hiukkasten olevan yksikkötiheydellisiä palloja. Hiukkasten tilavuus lasketaan kaavalla

$$V = \sum \pi \frac{d_p^3}{6} \frac{dN}{d \log d_p} d \log d_p. \quad (4.2)$$

Hiukkasten kokonaismassa saadaan kertomalla tilavuus hiukkasten tiheydellä. ELPI+:n ja EEPS:n datasta voitiin rajata vain tietyt asteet, joille laskettiin lukumäärä ja massa yllä esitetyllä tavalla. Näin päästiin käsiksi vain valitun kokoalueen hiukkasiin.

ELPI+:n datasta rajattiin kokonaan pois alle 17 nm hiukkaset kuten kappaleessa 4.3 kerrottiin ja lisäksi pienimpien hiukkasten määrällistä osuutta tarkasteltiin rajaamalla laskentaan mukaan vain 17–60 nm hiukkaset eli impaktorin asteet 2 ja 3. Alle 60 nm hiukkasten lukumääräosuus laskettiin jakamalla asteille 2 ja 3 rajattu pitoisuus kokonaispitoisuudella eli tässä tapauksessa 17 nm – 10 μm .

Kaasujen mittalaitteista SO_2 -analysaattorin mittaustuloksista vähennettiin 10 ppb laitteen kalibroinnista johtuen. Kaasujen pitoisuudet saatiin muutettua yksiköistä ppm ja ppb seuraavilla kaavoilla

$$c \text{ (mg/m}^3\text{)} = c \text{ (ppm)} \cdot \frac{M}{V_m} \quad (4.3)$$

ja

$$c \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)} = c \text{ (ppb)} \cdot \frac{M}{V_m}, \quad (4.4)$$

missä c on kaasun pitoisuus eri yksiköissä (ppm, ppb, mg/m^3 tai $\mu\text{g/m}^3$), M kaasun moolimassa (g/mol) ja V_m kaasun molaarinen tilavuus, joka 1 atm paineessa ja 25°C lämpötilassa on 24,45 l. (Cohen, 2007)

5. TULOKSET

Tässä luvussa esitellään kaikki saadut tulokset ja havainnot ja pohditaan niitä verraten aiempiin tutkimuksiin ja ilmanlaadun säädöksiin. Luvussa pohditaan tulosten luotettavuutta ja vertaillaan erilaisten mittalaitteiden ja sensorien tuloksia keskenään. Lisäksi käydään läpi mittausten virhetekijöitä. ELPI+:n mittaustuloksista suodatinaste on jätetty pois laskuista eli laitteen hiukkaskokoalue näissä tuloksissa on $17\text{ nm} - 10\text{ }\mu\text{m}$, ellei toisin mainita. Muiden laitteiden tulokset on esitetty luvussa 4.2 esitettyjen kokoalueiden mukaisesti.

Luku aloitetaan taustapitoisuuksien vaikutuksella yleiseen ilmanlaatuun, jonka jälkeen esitellään erikseen reittiajon mittaustulokset, seisontamittaukset ja dispersiomittaukset hiukkasten lukumäärien osalta. Kappaleessa 5.5 esitellään lasketut hiukkasten lukumääräperusteiset päästökertoimet Hämeenkadun itäpään mittauksista. Kappaleessa 5.6 verrataan mittaustuloksista laskettuja hiukkasten PM-pitoisuuksia ja typen oksidien pitoisuuksia Tampereen kaupungin ilmanlaadun seurantaan ja EU-raja-arvoihin. Lopuksi vertaillaan käytettyjä mittalaitteita toisiinsa.

5.1 Taustamittaukset

Taustamittaukset tehtiin jokaisena mittauspäivänä mittausten aluksi ja lopuksi tuulen suunnasta riippuen joko Rauhaniemessä tai Eteläpuistossa. Mittaustulosten perusteella huomataan liitteen B taulukosta 2 taustapitoisuuksien vaihtelevan melko paljon riippuen säätilasta ja kaukokulkeumasta. UCPC:llä mitattuna hiukkaslukumäärien taustapitoisuudet vaihtelivat $1300\text{--}15000\text{ }\#/ \text{cm}^3$. Asukastiheys, teollisuus ja liikennemäärät Tampereen eteläpuolella ovat suurempia kuin pohjoispuolella, mikä saattaa osaltaan selittää kaukokulkeuman keskimääräisesti suuremmat arvot Eteläpuiston mittauksissa.

Tämän tutkimuksen sijoittuminen syys-lokakuun vaihteeseen ajoittaa mittauskampanjan eräänlaiseen välikauteen, joka ei ole selvästi luokiteltavissa talveksi eikä kesäksi. Mittausajankohdan vuoksi tuloksia ei voida suoraan verrata kesä- tai talvikautena tehtyihin vastaaviin tutkimuksiin. Meteorologia vaikuttaa vuorokausivaihteluun, sillä talviaamuisin ilmassa pystysuuntainen sekoittuminen voi olla muita vuorokauden

aikoja vähäisempää. Ilmiö on yleinen hyvin kylminä talvipäivinä, joten oletettavasti tämän tutkimuksen tuloksiin sen ei pitäisi vaikuttaa. Muutokset taustapitoisuuksissa aiheutunevat siis paikallisten päästöjen leviämisestä ja laimenemisestä ympäristöön sekä kaukokulkeumasta.

Taustapitoisuuksien mittaustuloksista huomattiin, että kun pitoisuuden muutos on ollut pieni päivän aikana, niin eri laitteilla muutos voi olla eri suuntiin: joko kasvava tai pienenevä. Suurissa pitoisuuden muutoksissa kaikkien laitteiden mittaama muutos on ollut samaan suuntaan. Tämä huomio kertoo laitteiden mittaavan ainakin karkeat pitoisuusmuutokset samalla tavalla, mutta pienissä muutoksissa vaikuttaa muun muassa laitteiden eroavat hiukkaskokoalueet ja tekniikka.

Taustamittaukset osoittavat lukumääräpitoisuuden painotuksen olleen pienissä nukleatiohiukkasissa. Riippuen laitteesta ja mittauspäivästä nukleatiomoodin huippu oli välillä 10–20 nm ja nokimoodin huippu välillä 40–80 nm.

ELPI+:n mittaustuloksista havaittiin, että alle 60 nm hiukkasten määrällinen osuus kaikista mitatuista hiukkasista kasvoi kuutena päivänä kahdeksasta mittauspäivästä aamun taustamittauksista illan mittauksiin. Taustapitoisuudessa alle 60 nm hiukkasten osuus kaikista ELPI+:n mittaamista hiukkasista kokoalueella 17 nm – 10 µm oli päivästä riippuen aamulla 28–82 % ja illalla vastaavasti 42–93 %. Pienten hiukkasten osuuden kasvu ei riippunut kokonaispitoisuuden muutoksesta. Vaikuttaa siis siltä, että päivän aikana kaupunki-ilmaan syntyy suhteellisesti enemmän hyvin pieniä hiukkasia kuin suurempia hiukkasia. Nämä pienet hiukkaset syntyvät todennäköisesti nukleatiolla liikenteen ja teollisuuden päästöistä tai luontaisista lähteistä.

5.2 Reittiajon aikaiset mittaukset

Reittiajoa tehtiin pieniä määriä jokaisena mittauspäivänä, mutta varsinaisia reittiajon päiviä olivat tiistai 29.9., keskiviikko 30.9. ja keskiviikko 7.10.. Ajon aikana eri laitteilla mitatut suurimmat pitoisuudet on merkitty taulukkoon 5.1. Suurimmat pitoisuudet mitattiin Paasikiventiellä Sepänkadun kohdalla aamuruuhkan aikaan kello 8-9 välillä 7.10. keskiviikkona. Pitoisuushuiput laskettiin 10 s keskiarvoina todellisen pitoisuuspiikin ympäriltä. Keskimääräiset Valtatie 12 eli Kekkosen-Paasikiventien pitoisuudet kuudelta mittauspäivältä aamulla kello 7:45–9:30 väliltä liikenteestä riippuen 5–10 minuutin keskiarvoina on merkitty taulukkoon 5.1 lyhenteellä ka. Vt12. Kaikesta reittiajosta koko mittauskampanjan aikana laskettiin pitoisuuskeskiarvo ja se on merkitty taulukkoon 5.1 lyhenteellä ka. kaikki ajo.

Taulukon 5.1 mukaan keskimäärin hiukkasten kokonaislukumääräpitoisuudet liiken-

Taulukko 5.1 *Reittiajon aikaisia hiukkaspitoisuuksia eri laitteilla mitattuna. “Vt12, pitoisuushuiput” ovat Valtatieltä 12 aamuruuhkassa keskiviikkona 7.10., “Vt12, keskimääräinen” kuvaa Valtatie 12 keskimääräistä aamuruuhkapitoisuutta kello 7:45–9:30 kaikkina reittiajopäivinä ja “kaikki ajo, keskimääräinen” on koko mittauskampanjan aikana tehdyn reittiajon keskiarvo.*

Tapahtuma	UCPC ($\times 10^4$ #/cm ³)	ELPI+ 17 nm – 10 μ m ($\times 10^4$ #/cm ³)	ELPI+:n osuus 17–60 nm (%)	EEPS ($\times 10^4$ #/cm ³)	NSAM (μ m ² /cm ³)
Vt12,	25,4	10,4	75	30,1	261
pitoisuushuiput	18,8	10,4	69	19,8	263
Vt12,	7,4	3,3	64	7,8	123
keskimääräinen					
kaikki ajo,	3,3	1,1	60	3,7	44
keskimääräinen					

teen seassa ajoradalla ajettaessa olivat luokkaa $1,1\text{--}3,7 \times 10^4$ #/cm³ mittalaitteesta riippuen. Valtatiellä 12 eli Kekkosen-Paasikiventiellä oli taulukon 5.1 mukaan noin 2–4 -kertaa suuremmat pitoisuudet kuin ajettulla reitillä keskimäärin hiukkasten lukumäärissä mittalaitteesta riippuen. Pitoisuushuipuihin Sepänkadun risteyksessä hiukkasten kokonaislukumääräpitoisuus oli mittalaitteesta riippuen noin $1,98\text{--}7,82 \times 10^5$ #/cm³. Mitatut lukumääräpitoisuuden vaihtelut keskimääräisestä reittiajosta pitoisuushuippuihin vastaavat hyvin aiempien tutkimusten tuloksia muissa kaupungeissa. Esimerkiksi Lähde et al. (2014) ja Pirjola et al. (2012) mittasivat suurimpien pitoisuuspiikkien olleen Helsingissä ajoradalla noin 8×10^5 #/cm³ ja keskimäärin kadun varrella enimmillään 5×10^4 #/cm³.

Kun jaotellaan eniten reittiajoa sisältäneet kolme päivää ELPI+:lla mitattujen hiukkasten kokonaislukumääräpitoisuuksien mukaan suurimmasta pitoisuudesta pienimpään, havaitaan, että keskimäärin suurimmat pitoisuudet ovat olleet keskiviikkona 7.10., toiseksi suurimmat tiistaina 29.9. ja pienimmät keskiviikkona 30.9.. UCPC:n ja EEPS:in mittaustuloksista havaitaan sama trendi, mutta hieman lievempänä. Sää-tietojen mukaan nämä kolme päivää asettuvat siten, että kylmintä oli keskiviikkona 7.10. ja lämpimintä 30.9. keskiviikkona. On mahdollista, että kylmä pakkasilma ja sen sisältämät päästöt ovat 7.10. painuneet maan pinnalle ja ilmamassat eivät ole päässeet sekoittumaan pystysuuntaisesti niin hyvin kuin hieman tuulisempina ja leudompina päivinä 29. ja 30. syyskuuta. Todennäköisempi syy lienee kuitenkin havainto, jonka Virtanen et al. (2006) ja Pirjola et al. (2006) tutkimuksissaan tekivät: talvella kylmässä ilmassa on suuremmat hiukkasten lukumääräpitoisuudet kuin

kesällä ja pitoisuutta hallitsee nukleatiomoodi.

Helsingissä tehdyissä mittauksissa Järvinen et al. (2014a) mukaan keuhkodepositoivien hiukkasten pinta-alapitoisuus NSAM:illa mitattuna vaihtelee ajoradalla keskimäärin $50\text{--}150\ \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ ja suurimmat piikit ovat suuruusluokkaa $200\text{--}300\ \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$. Taulukon 5.1 mukaiset NSAM:illa mitatut huippupitoisuudet osuvat yksiin Järvinen et al. (2014a) huippupitoisuuksien kanssa ja keskimääräinen reittiajo vastaa hyvin Järvisen mobiilimittausten keskimääräisiä pitoisuuksia.

Taulukon 5.1 mukaan pitoisuuspiikeissä suuri osai hiukkasista on lukumääräisesti alle 60 nm kokoisia, mutta keskimääräisessä ajossa pienten hiukkasten osuus vähenee huomattavasti. Tämä havainto indikoi pitoisuuspiikkien muodostuvan pääasiallisesti jonkin mobiililaboratorion edessä kiihdyttäneen ajoneuvon pakokaasun nanohiukkasista, kun taas keskimääräisessä reittiajossa ajoradan ilma koostuu ajoneuvojen pakokaasuista, katupölystä ja kaukokulkeumasta, joissa hiukkaskoko on keskimäärin suurempi kuin pelkässä pakokaasussa.

Kaasumaisista yhdisteistä rikkidioksidin pitoisuudet olivat reittiajossa korkeimmillaan 15 ppb eli kaavalla 4.4 muunnettuna noin $40\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pääasiassa SO_2 -pitoisuudet olivat kuitenkin alle 10 ppb eli alle $26\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Rikkidioksidin osalta ajoradan ilma on ilmanlaatuindeksin mukaan hyvää tai tyydyttävää ja kaukana EU-direktiivin raja-arvoista. Rikkidioksidin vähäisyys johtuu Suomessa käytettävästä käytännössä rikittömästä polttoaineesta (pitoisuus alle 10 ppm).

Yksittäisissä toisten autojen takana ajetuissa kiihdytyksissä typenoksidien kokonaispitoisuus saattoi nousta hetkittäin jopa yli $600\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, josta reilut $200\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ oli typpidioksidia NO_2 . Yksikönmuunnos mittaustulosten ppm:stä $\mu\text{g}/\text{m}^3$:een tehtiin kaavalla 4.3. Tällainen hetkittäinen pitoisuushuippu ylittää direktiivin 2008/50/EY (Euroopan parlamentti ja neuvosto, 2008) tuntikeskiarvotetun raja-arvon $200\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ juuri ja ilmanlaatuindeksin kannalta merkitsee erittäin huonoa ilmanlaatua. Tällaiset huippupitoisuudet olivat mittausten aikana kuitenkin yksittäistapauksia ja keskimäärin typenoksidien yhteenlaskettu pitoisuus oli paikasta riippuen $0\text{--}200\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, josta NO_2 -pitoisuus oli enimmillään $130\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ tarkoittaen ilmanlaatuindeksin kannalta hyvää välttävään ilmaa. Lisäksi vertailussa on otettava huomioon, että raja-arvot määritetään tuntikeskiarvoina, ne eivät ole voimassa liikennealueilla ja vuodessa sallitaan 18 ylitystuntia typpidioksidille (Euroopan parlamentti ja neuvosto, 2008).

5.3 Seisontamittaukset

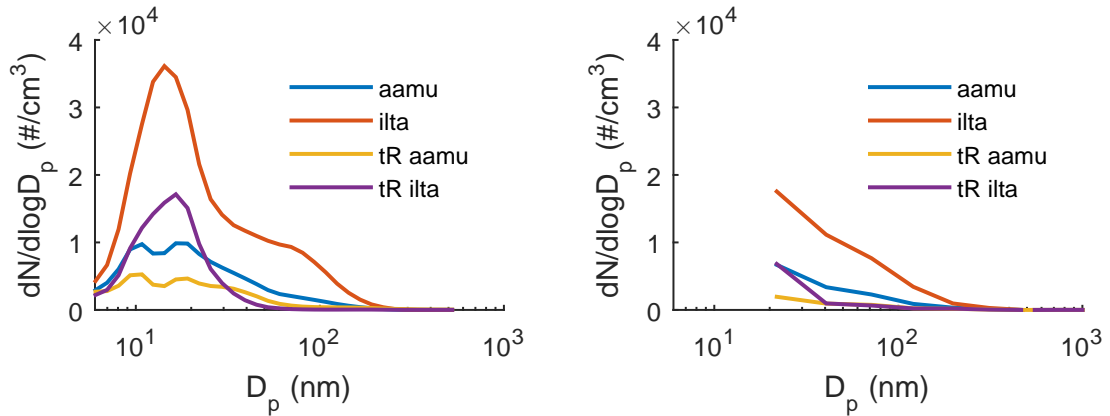
Verrattaessa aamun, keskipäivän ja iltaruuhkan EEPS:in ja ELPI+:n mittausdatasta piirrettyjä lukumäärähiukkaskokojakaumia Hämeenkadun mittauksissa, huomattiin, että taustan muuttuminen päivän aikana vaikuttaa merkittävästi kokojakauman muotoon. Seisontamittausten kokojakaumista esimerkit Hämeenkadun eri päistä on esitetty kuvissa 5.1 ja 5.2. Mittaustilanteessa havaittiin läheltä ajaneiden autojen lisäksi ohikulkevien jalankulkijoiden tupakoinnin aiheuttavan merkittäviä, mutta autojen piikkeihin nähden lyhytkestoisia, piikkejä pitoisuuteen.

Hämeenkadun seisontamittauksista piirretyistä lukumääräkokojakaumista kuvissa 5.1 ja 5.2 nähdään hiukkasten selkeä jakautuminen kahteen moodiin: noin 10-20 nm nukleaatiomoodiin ja 40-80 nm noki- eli akkumulaatiomoodiin. Nukleaatiomoodi oli jokaisena mittauspäivänä miltei samoissa lukemissa, mutta nokimoodissa oli enemmän hajontaa.

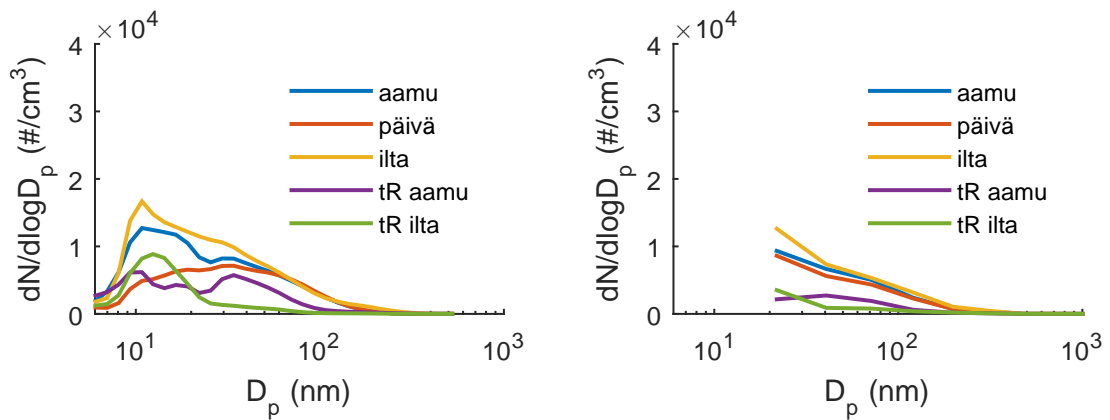
Lauantain 3.10. ja sunnuntain 4.10. seisontamittauksissa Keskustorilla mitatut hiukkaspitoisuudet ja kokojakaumat olivat hyvin samanlaiset kuin kyseisten päivien taustapitoisuudet ja -kokojakaumat. UCPC:llä mitattuna lukumääräpitoisuudet vaihtelivat viikonlopun aikana taustassa $(2,7-15,7) \times 10^3 \text{ \#}/\text{cm}^3$ ja Keskustorilla $(4,0-14,0) \times 10^3 \text{ \#}/\text{cm}^3$. Mittausviikonloppuna keskustan ilma oli siis melko puhdasta verrattuna arkipäiviin. Havainto vastaa Saksan Leipzigissä katukanjonissa mitattua tulosta, jonka mukaan arkipäivien pitoisuudet olivat noin 4-kertaa suurempia kuin sunnuntaina mitatut (Wehner et al., 2002). Arjen ja viikonlopun välinen suuri pitoisuusero pienhiukkasissa ja typen oksideissa selittyy Wehner et al. (2002) mukaan arkipäivien suurilla raskaiden ajoneuvojen osuuksilla kokonaisliikennemääristä.

Mistään seisontamittausten kokojakaumista ei havaittu selkeää muutosta nukleaatiomoodin huipun siirtymisessä päivän aikana pienemmistä hiukkasista kohti suurempia hiukkaskokoja, kuten muun muassa Charron ja Harrison (2003) ja Yli-Tuomi et al. (2005) ovat tutkimuksissaan havainneet. Kun tarkastellaan hiukkasten geometrisen keskihalkaisijan D_g muutoksia päivän aikana ELPI+:lla ja EEPS:llä mitattuna, ei tässäkään havaita selkeää trendiä suuntaan tai toiseen.

Vertailtaessa Hämeenkadun seisontamittausten kuvien 5.1 ja 5.2 kokojakaumia huomataan EEPS:llä mitattujen kokojakaumien pitoisuuksien laskevan alas alle 10 nm hiukkasten kohdalla, kun taas ELPI+:lla mitatuissa kokojakaumissa pienten hiukkasten lukumääräpitoisuus näyttäisi päin vastoin nousevan. Tulosten vertailua hankaloittaa ELPI+:n tulosten katkaisu koskemaan vain yli 17 nm hiukkasia, sillä laitteen suodatinasteen diffuusiokorjaukseen ei voitu tässä tutkimuksessa luottaa. On vaikea sanoa pelkkien kokojakaumien perusteella, kumpi laitteista on oikeassa kaikkein



Kuva 5.1 Seisontamittausten kokojakaumat Hämeenkadun länsipäästä 5.10., vasemmalla EEPS- ja oikealla ELPI+ -mittaustulokset.



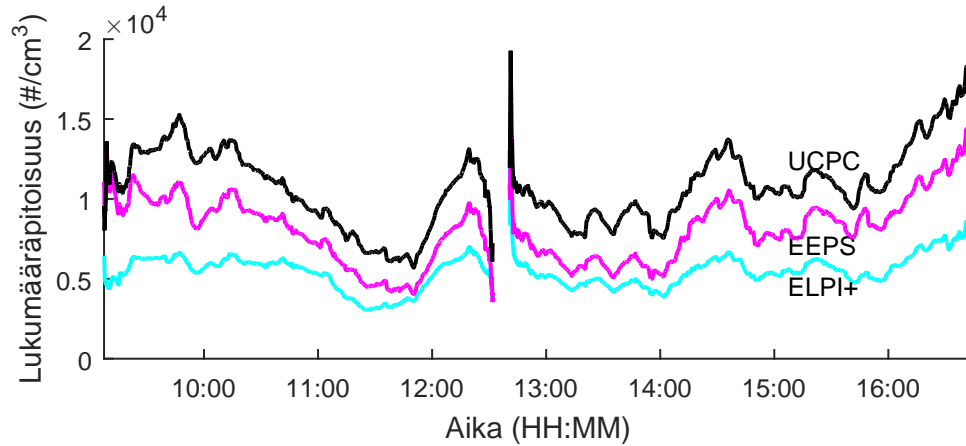
Kuva 5.2 Seisontamittausten kokojakaumat Hämeenkadun itäpäästä 6.10., vasemmalla EEPS- ja oikealla ELPI+ -mittaustulokset.

pienimpien hiukkasten kohdalla. Asian selvittämiseksi tarkasteltiin tuloksia tarkemmin Hämeenkadun länsipään ja itäpään erottelulla taulukossa 5.2 ja Hämeenkadun itäpään tuloksista 33 minuutin liikkuvalla keskiarvolla piirretyissä kuvissa 5.3–5.5. Kuvassa 5.3 on Hämeenkadun itäpään hiukkasten lukumääräpitoisuuden muutos ajan funktiona UCPC:lla, ELPI+:lla ja EEPS:llä mitattujen tulosten perusteella. Kuvassa 5.4 on EEPS:n ja ELPI+:n tuloksista määritetyt keskimääräiset hiukkasten geometriset keskihalkaisijat D_g ajan suhteen. Kuvassa 5.5 on yhdistetty hiukkasten kokojakaumat ja pitoisuudet EEPS:in mittaustuloksista samaan kuvaan ajan funktioksi.

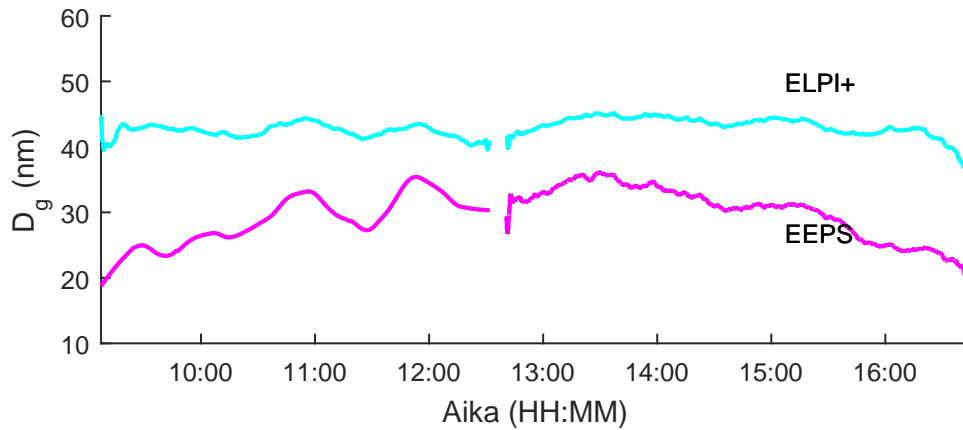
Kuvasta 5.3 huomaa erityisen hyvin kaikkien laitteiden havaintojen olevan samansuuntaisia. Kuten oli odotettavissa, UCPC näyttää suurinta hiukkasten lukumääräpitoisuutta ja ELPI+ pienintä. Syy havainnolla löytyy hiukkaskokoalueista: ELPI+:n hiukkaskokoalue on rajattu alkamaan vasta 17 nm, kun EEPS mittaa hiukkaset 5,6 nm:sta ja UCPC jo 2,5 nm:sta lähtien. Havainto on linjassa Kittelson (1998) tutkimuk-

sen kanssa, jossa osoitettiin moottoriajoneuvojen päästöhiukkasista lukumääräisesti suurimman osan olevan alle 50 nm kokoisia.

Kuvassa 5.4 ELPI+:n mukaan hiukkasten geometrinen keskihalkaisija D_g noin 37–45 nm, kun taas EEPS:in mukaan D_g olisi välillä 24–33 nm. Eroavaisuuden D_g :ssä selittää laitteiden eroavat hiukkaskokoalueet ja mahdollisesti käytetty hiukkasen tiheys.

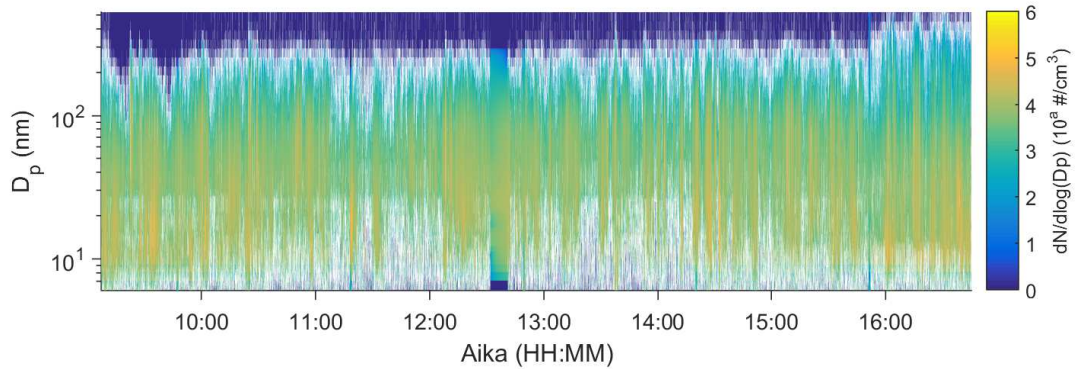


Kuva 5.3 Hämeenkadun itäpäähän keskimääräisen hiukkasten lukumääräpitoisuuden muutos päivän aikana 6.10. mittauksissa ELPI+:lla, UCPC:lla ja EEPS:llä. Kuva on piirretty 33 minuutin liikkuvana keskiarvona todellisista kokonaislukumääräpitoisuuksista.



Kuva 5.4 Hämeenkadun itäpäähän geometrisen hiukkaskoon keskiarvon muutos päivän aikana 6.10. mittauksissa ELPI+:lla ja EEPS:llä. Kuva on piirretty 33 minuutin liikkuvana keskiarvona todellisista D_g :n muutoksista.

EEPS:n mittaustulosten perusteella on piirretty kuva 5.5, josta nähdään kerralla hiukkasten lukumääräkokojakauman ja -pitoisuuden muutos ajan suhteen. Kuvasta huomataan melko hyvin, kuinka liikenteen vilkkaus vaikuttaa suoraan kadunvarren



Kuva 5.5 Hämeenkadun itäpään hiukkasten lukumääräpitoisuuden ja kokojakauman muutos päivän aikana 6.10. mittauksissa EEPS:llä.

hiukkasten kokoon ja määrään. Vilkkaimmillaan liikenne on kuvan 5.5 aikarajojen sisällä aamupäivällä kello 9–10:30, keskipäivällä kello 12–13 ja illalla kello 16 alkaen. Pitoisuushuiput osuvat melko hyvin yhteen liikennemääriä esittelevän kuvan 4.4 liikenteen vilkkaimpien tuntien kanssa. Voitaneen siis sanoa, että ylivoimaisesti suurin yksittäinen päästöjen lähde Hämeenkadulla on liikenne. Liikenteen merkitystä Hämeenkadun kaltaisilla korkeiden rakennusten reunustamilla kaduilla lisää katukuilu-ilmiö, sillä päästöt eivät pääse vapaasti leviämään ja laimenemaan ympäristöön rakennusten muodostaman muurin vuoksi (esim. Pirjola et al., 2012).

Sähkönsaannin ongelmista johtuen Hämeenkadun länsipäästä saatiin vain reilun tunnin kestoiset mittausjaksot maanantaina 5.10. aamu- ja iltaruuhkan aikoihin. Sen sijaan Hämeenkadun itäpäästä tiistailta 6.10. saatiin pitkät, koko päivän kestävät mittaukset. Kuvissa 5.1 ja 5.2 esiteltiin Hämeenkadun itä- ja länsipäiden hiukkasten lukumääräkokojakaumat, ja taulukossa 5.2 erotellaan lisäksi molempien päiden hiukkasten lukumääräpitoisuuksia eri laitteilla mitattuna ja typenoksidien mittaus-tuloksista kaavalla 4.3 muunnettua pitoisuuksia. Taulukossa 5.2 Hämeenkadun mittaus-tulokset ovat keskiarvoja 40 min – 1 h 20 min mittausjaksoilta, paitsi taustamittaukset Rauhaniemestä ovat noin 5 min jaksoja. Taulukkoa täydentävät Tampereen kaupungin Hatanpään valtatie varrella sijaitsevan Linja-autoaseman ilmanlaadun mittausaseman NO_x -pitoisuuksien tuntikeskiarvot.

Taulukosta 5.2 huomataan, että lukumääräpitoisuuksien perusteella Hämeenkadun länsipää vaikuttaa aamulla puhtaammalta kuin itäpää, mutta illalla tilanne on kääntynyt toisin päin. Kun vähennetään taustan vaikutus lukumääräpitoisuuksista, niin länsipäässä pitoisuus kasvaa mittalaitteesta riippuen 1,5–3 -kertaiseksi aamusta iltaan, ja itäpäässä muutokset olivat pienempiä ja UCPC:llä mitaten väheneviä, noin 0,9–1,2 -kertaisia aamusta iltaan. ELPI+:lla mitatut alle 60 nm kokoisten hiukkasten osuudet

Taulukko 5.2 Hämeenkadun itä- ja länsipään mittaustulosten vertailua eri laitteilla mitattuna.

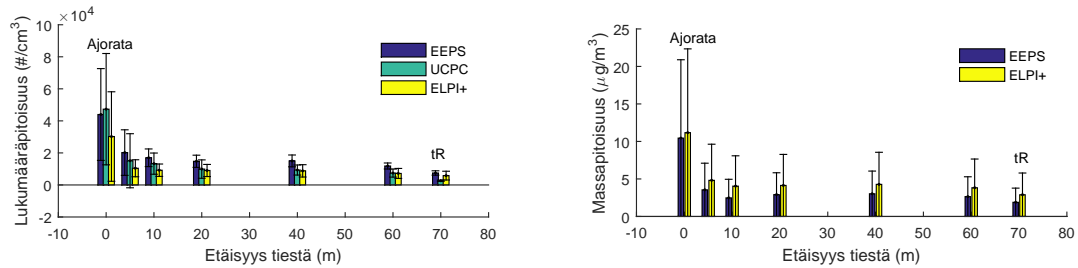
Hämeenkatu	kello	UCPC ($\times 10^4$ #/cm ³)	ELPI+ ($\times 10^4$ #/cm ³)	EEPS ($\times 10^4$ #/cm ³)	NO _x oma ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NO _x lin.as.
Länsipää	8:25–9:43	0,56	0,33	0,74	28	10
5.10.	15:21–16:44	1,33	1,00	2,20	84	29
Itäpää	9:07–10:07	1,30	0,59	1,00	57	56
6.10.	16:00–16:45	1,53	0,72	1,18	51	73

olivat itäpäässä noin 69 % ja länsipäässä noin 74 % kokonaislukumääräpitoisuudesta.

Typenoksidien pitoisuudet ovat taulukon 5.2 mukaan paljon toisistaan poikkeavat kadun eri päissä. Hämeenkadun itäpäässä NO_x-pitoisuus on suunnilleen sama aamulla ja illalla, mutta länsipäässä pitoisuus kasvaa päivän aikana 3-kertaiseksi ja merkittävästi yli itäpään mitatun pitoisuuden. Mitatut NO_x-pitoisuudet eivät kuitenkaan yllä lähellekään EU-direktiivin 2008/50/EY (Euroopan parlamentti ja neuvosto, 2008) typpidioksidin tuntikeskiarvotettua NO₂-pitoisuutta 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ja myös ilmanlaatuindeksin mukaan ilma on muutoin hyvää paitsi Hämeenkadun länsipäässä illalla tyydyttävää, kun NO₂-pitoisuus ylittää 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Yksi selittävä tekijä kadun eri päiden eroihin on se, että Hämeenkadun itäpää on varattu kokonaan julkiselle liikenteelle ja länsipäässä liikennettä ei olla rajoitettu. Kuten luvun 4. Mittaukset ja menetelmät taulukossa 4.3 kerrotaan on raskaan liikenteen osuus arjen huipputunteina Hämeenkadun itäpäässä noin 78 % ja länsipäässä noin 25 %. Raskas liikenne koostuu miltei kokonaan linja-autoista. Taulukon 5.2 ja Lähde et al. (2014), ja Wehner et al. (2002) aiempien tutkimusten perusteella vaikuttaa siltä, että merkittävä osa Hämeenkadun hiukkas- ja typenoksidien päästöistä muodostuu siis linja-autojen päästöistä. Tämän tutkimuksen kahden mittauspäivän tulosten perusteella ei voida tarkasti sanoa, kuinka suuri vaikutus raskalla kalustolla todellisuudessa on verrattuna henkilöautoliikenteeseen Hämeenkadulla. Selvää on vain se, että raskas liikenne vaikuttaa merkittävästi enemmän kuin muu liikenne.

Tulokset viittaavat siihen, että ilmanlaadun parantamiseksi Hämeenkadun ja Tampereen ydinkeskustan alueella tulee asettaa raskaiden ajoneuvojen, tässä tapauksessa linja-autojen, päästöt erityistarkkailuun niiden suuren päästövaikutuksen vuoksi. Vähäpäästöisen bussikaluston lisäksi päästöjen vähentämisessä on tärkeää, että liikenne on sujuvaa, eikä ylimääräisiä jarrutuksia tai kiihdytyksiä tarvita, sillä useissa tutkimuksissa on havaittu kiihdytyksen aikana muodostuvan merkittävästi enemmän hiukkasia kuin tasaisella nopeudella ajettaessa. Mukulakivien vuoksi tässä



Kuva 5.6 Aleksanterin kirkkopuiston Pirkankadun dispersiomittausten lukumäärä- ja massapitoisuudet eri etäisyyksillä kadusta. Kuvassa kohdassa 0 m on ajoradan pitoisuus reittiajossa mitattuna ja kohdassa 70 m taustapitoisuus Rauhaniemessä (lyhenne tR). Lukumääräpitoisuuksissa ELPI+:n hiukkaskokoalue on 17 nm – 10 μm ja massapitoisuuksissa 17 nm – 1 μm.

tutkimuksessa ei voitu tehdä reittiajoa Hämeenkadulla mobiililaboratoriossa käytettyjen mittalaitteiden tärinäherkkyyden takia.

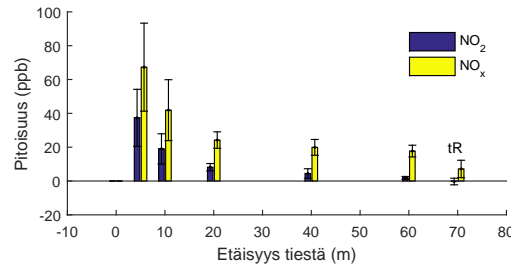
Tätä tutkimusta voisi laajentaa jatkossa kadun eri päiden selkeämpien erojen löytämiseksi. Erojen selvittämiseksi mittauksia tulee tehdä useana päivänä ja mielellään samanaikaisesti sekä itä- että länsipäässä. Hämeenkadun reittiajoa varten tulee mittauslaitteistoon valita tärinää kestäviä mittalaitteita tai asentaa mittalaitteet mobiililaboratorioon siten, että tärinä ei pääse vaikuttamaan niihin.

5.4 Dispersiomittaukset

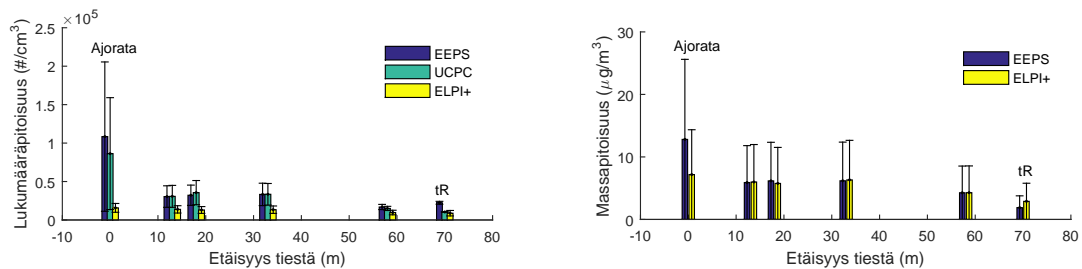
Dispersiomittauksia tehtiin 29.9.2015 kolmessa paikassa: Aleksanterin kirkkopuistossa Pirkankadun varrelta, Tampereen taidemuseon raitilta Pirkankadun varrelta ja Onkiniemestä Särkänniemen parkkipaikalta Paasikiventien varrelta. Mittausdatasta poistettiin mittauspöytäkirjamerkintöjen perusteella piikit, joiden aiheuttajat eivät kuuluneet tiellä kulkeneeseen liikenteeseen. Poistetut piikit olivat peräisin mobiililaboratorion vierestä ajaneista autoista ja mopopuolasta. Tässä kappaleessa esitellään vain joitakin tuloksia eri laitteilla eri mittauspaikoista.

Dispersiomittausten pitoisuuksien muutoksia eri etäisyyksillä on piirretty Aleksanterin kirkkopuistosta kuviin 5.6 ja 5.7, ja Särkänniemen parkkipaikalta kuviin 5.8 ja 5.9. Näissä kuvissa 0 m tarkoittaa ajoradalla reittiajossa mitattua pitoisuutta ja 70 m päivän taustapitoisuutta. Mittausetäisyydet ovat taulukon 4.1 mukaiset ja tuulen suunnat taulukon 4.2 mukaiset eli aina tutkittavasta tiestä kohti mobiililaboratoriota. Kuviin on piirretty värillisellä pitoisuuden keskiarvo kyseisellä etäisyydellä. Pitoisuuspalkkeihin on merkitty myös tulosten keskihajonta.

Kaikissa kolmessa tutkitussa paikassa havaittiin pitoisuuksien pääsääntöisesti pienenevän, kun etäisyys tiestä kasvoi. Tämän huomaa erityisen hyvin Aleksanterin



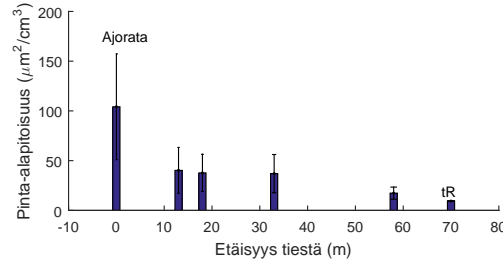
Kuva 5.7 Aleksanterin kirkkopuiston Pirkankadun dispersiomittauksen typenoksidien pitoisuudet eri etäisyyksillä kadusta. Typen oksideille ei ole ajoradan pitoisuutta reittiajossa. Kohdassa 70 m on taustapitoisuus Rauhaniemessä (lyhenne tR).



Kuva 5.8 Särkänniemen parkkipaikan Paasikiventien dispersiomittauksen lukumäärä- ja massapitoisuudet eri etäisyyksillä tiestä. Kuvassa kohdassa 0 m on ajoradan pitoisuus reittiajossa mitattuna ja kohdassa 70 m taustapitoisuus Rauhaniemessä (lyhenne tR). Lukumääräpitoisuuksissa ELPI+:n hiukkaskokoalue on 17 nm – 10 µm ja massapitoisuuksissa 17 nm – 1 µm.

kirkkopuiston lukumääräpitoisuuden muutoksista kuvassa 5.6. Lukumääräpitoisuuksien pieneneminen vastaa hyvin aiempia samankaltaisia tutkimuksia, joista esimerkiksi Pirjola et al. (2006) määrittivät Helsingissä talvella 2003 tehdyissä mittauksissa hiukkasten lukumääräpitoisuuden putoavan ajoradan $1,8 \times 10^5$ #/cm³ pitoisuudesta 80 metrin matkalla 6×10^4 #/cm³ pitoisuuteen. Pirjola et al. (2006) elokuussa 2003 mitaamat hiukkaspitoisuudet olivat noin puolet talven pitoisuuksista.

Mittalaitteista UCPC:n, ELPI+:n, EEPS:in, NSAM:in ja NO_x-analysointilaitteiden tulokset ovat keskenään melko hyvin linjassa ja osoittavan pitoisuuksien pienenevän niin massa-, lukumäärä- kuin keuhkoihin deponoituvan hiukkasten pinta-alapitoisuuden suhteen tiestä pois päin siirryttäessä. Poikkeavia tuloksia antoivat ilSensori ja PPS-M. Ilmatieteen laitoksen ilSensorin aikaresoluutio oli 30 s, joten sen olisi pitänyt ehtiä mittaamaan kylliksi noin 5 minuutin paikkamittauksen aikana ja havaitsevan erot hiukkaspitoisuuksissa eri etäisyyksillä. Pegatorin reaaliaikainen PPS-M -sensori näytti Aleksanterin kirkkopuiston mittauksissa samanlaista vähenevää trendiä kuin muut mittalaitteet, mutta kahdessa muussa dispersiomittauspaikassa sensorin mitaama tulos on suuresti ristiriidassa muiden laitteiden kanssa. On mahdollista, että



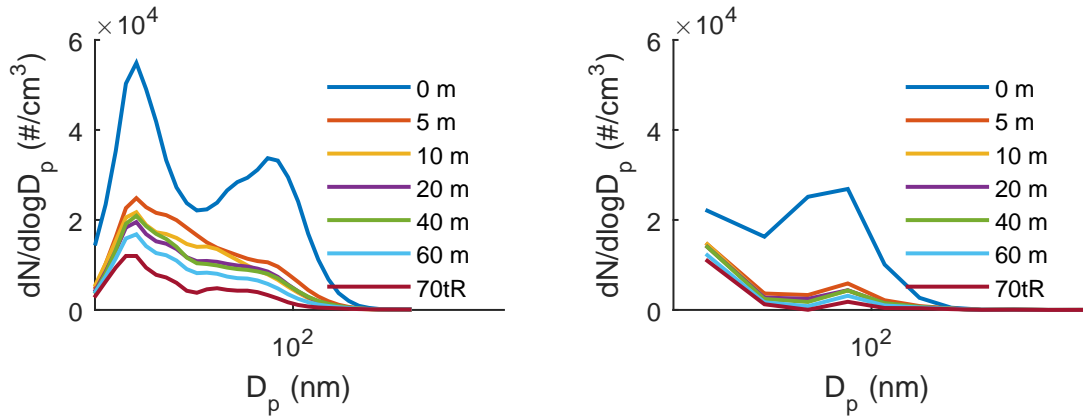
Kuva 5.9 Särkänniemen parkkipaikan Paasikiventien dispersiomittausten keuhkodesoituvan hiukkaspinta-alan pitoisuudet eri etäisyyksillä tiestä. Kuvassa kohdassa 0 m on ajoradan pitoisuus reittiajossa mitattuna ja kohdassa 70 m taustapitoisuus Rauhaniemessä (lyhenne tR).

mobiiililaboratorion ajon aikainen tärinä on sekoittanut ilSensorin ja PPS-M:n toiminnan tai laitteiden sisään on jäänyt edellisiltä mittausmatkoilta likaa, joka vääristää tuloksia. Molempia keskihintaisia sensoreita vertaillaan tarkemmin lisää vielä luvussa 5.7 Laitevertailua.

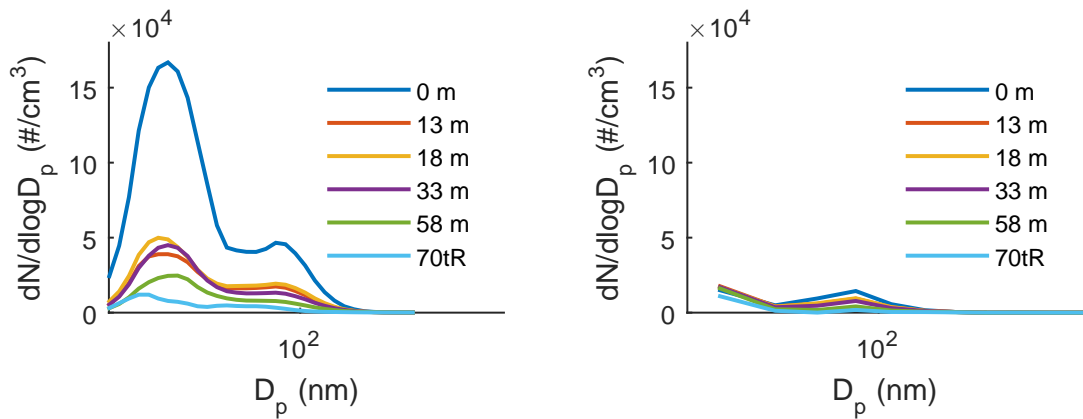
Keuhkodesoituvien hiukkasten pinta-alapitoisuuden tulokset kuvassa 5.9 ovat samaa luokkaa Järvinen et al. (2014a) tutkimuksen tien sivussa mitattujen pinta-alapitoisuuksien 0–150 $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ kanssa.

Suoraan UCPC:n mittausdatasta piirretyistä pitoisuuden kuvaajista ajan funktiona huomattiin tiellä kulkevan liikenteen aiheuttavan suuria piikkejä lähellä tietä tehdyissä mittauksissa ja piikkien pienenevän etäisyyden kasvaessa. Saman huomaa myös pitoisuuspylväisiin mustalla väkäsellä merkityistä keskihajonnoista. Nämä piikit aiheuttavat keskiarvotettujen pitoisuuskuvaajien pylväisiin suuret virheet ja suuren keskihajonnan etäisyyden tiestä ollessa pieni.

Dispersiomittausten hiukkasten lukumääräkokojakaumista on piirretty esimerkit EEPS:in ja ELPI+:n mittautuloksista kuviin 5.10 ja 5.11. Kuvissa 0 m tarkoittaa ajoradalla reittiajossa mitattua kokojakaumaa, muina etäisyyksinä ovat mobiililaboratorion etäisyydet tutkittavasta tiestä tai kadusta. Lyhenne 70tR tarkoittaa Rauhaniemessä mitattua taustaa. Kokojakaumat tietyllä mittauspaikalla eri etäisyyksillä tiestä noudattivat samankaltaista trendiä. Kuten aiemmista pylväskuvaajista, myös kokojakaumista huomaa että, kun etäisyys tiestä kasvaa, hiukkasten pitoisuus pienenee. Muun muassa Wehner et al., 2002, ja Pirjola et al., 2012, havaitsivat dispersiotutkimuksissaan, että hiukkasten kokojakauman huippu siirtyy kohti suurempia hiukkaskokoja etäisyyden kasvaessa tiestä. Kuvien 5.10 ja 5.11 kokojakaumissa ei ole havaittavissa selvää moodien huippujen siirtymistä suuntaan tai toiseen. Nukleaatiomoodin voi havaita siirtyvän muutamia nanometrejä kohti suurempia



Kuva 5.10 Aleksanterin kirkkopuiston Pirkankadun dispersiomitaukset, vasemmalla EEPS- ja oikealla ELPI+ -mittaustulokset. Kuvassa 0 m tarkoittaa ajoradalla reittiajossa mitattua pitoisuutta ja 70tR Rauhaniemessä mitattua taustaa.



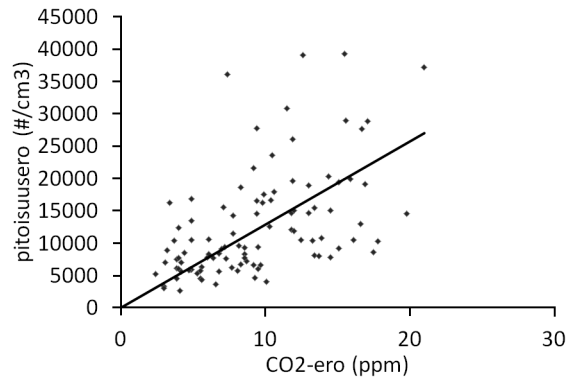
Kuva 5.11 Särkänniemen parkkipaikan Paasikiventien dispersiomitaukset, vasemmalla EEPS- ja oikealla ELPI+ -mittaustulokset. Kuvassa 0 m tarkoittaa ajoradalla reittiajossa mitattua pitoisuutta ja 70tR Rauhaniemessä mitattua taustaa.

hiukkaskokoja vain kuvan 5.11 EEPS:n mittaustuloksissa etäisyyksillä 18 m, 33 m ja 58 m, mutta tässäkin kuvassa muut etäisyydet ja tausta eivät ole mukana trendissä.

5.5 Hiukkasten lukumääräperusteiset päästökertoimet

Yksittäisten linja-autojen ja autorypästen aiheuttamat pitoisuuspiikit etsittiin mitausdatasta mittauspöytäkirjatietojen ja kuvaajiksi piirrettyjen hiukkasten lukumääräpitoisuuksien ja hiilidioksidipitoisuuksien aikasarjojen avulla käsin. Hiukkasten lukumääräpitoisuutena käytettiin UCPC:n mittaustuloksia ja hiilidioksidipitoisuutena CO₂-kaasuanalysointituloksia. Hämeenkadun itäpäähän koko päivän seisontamittauksista saatiin yhteensä 100 linja-autoksi tai vastaavaksi tunnistettavaa päästöpiikkiä. Kullekin piikille otettiin paikallinen taustapitoisuuden arvo piikin juuren ympäristöstä. Pitoisuuspiikeistä vähennettiin paikallisen taustan vaikutus ja mittauspisteet piirret-

tiin kuvaan 5.12.



Kuva 5.12 Hämeenkadun päästöpiikkien hiukkasten lukumääräpitoisuuksien ja hiilidioksidipitoisuuksien yhteys, kun paikallisen taustan vaikutus on vähennetty kustakin piikistä.

Kuvasta 5.12 saatiin mittauspistejoukon sovitetun kulmakertoimeksi $ER(N_{kok})$ 1286 $\#/m^3$, jolloin kaavalla 2.1 keskimääräiseksi hiukkasten kokonaislukumäärän päästökertoimeksi kaikille Hämeenkadulla ajaneille ajoneuvoille saatiin $2,08 \times 10^{15}$ $\#/kg$ polttoainetta. Tarkasteltaessa kulmakertoimen 50 % vaihteluväliä saatiin päästökerroin vaihteluväliksi $(1,04-3,13) \times 10^{15}$ $\#/kg$ polttoainetta. On huomattava, että päästökerroin kuvaa keskimääräistä Hämeenkadulla kulkenutta liikennettä eli sekä bensiini- että dieselkäyttöisiä pieniä ja suuria ajoneuvoja.

Taulukkoon 5.3 on koottu eri tutkimusten hiukkasten lukumääräperusteisia päästökerroimia ja muita oleellisia tietoja tutkimuksista. Tässä tutkimuksessa keskimääräinen hiukkasten kokonaislukumääräpitoisuus $1,1 \times 10^4$ $\#/cm^3$ on selvästi pienempi kuin muissa tutkimuksissa, mutta päästökerroin on samaa luokkaa muiden tutkimusten kanssa. Taulukon tuloksia verrattaessa on huomattava, että osassa tutkimuksista mittaukset on tehty ajoradalla (mobiili), jolloin hiukkasten lukumääräpitoisuudet ovat suurempia kuin kadun varrella tehdyissä mittauksissa.

Verrattaessa taulukon 5.3 Ban-Weiss et al. (2010) päästökertoimia tässä tutkimuksessa laskettuun, huomataan tämän tutkimuksen päästökertoimen asettuvan Ban-Weissin määrittämien kerrointen väliin. Tämä on loogista, sillä Ban-Weiss et al. (2010) mittasi päästökertoimen olevan $0,39 \times 10^{15}$ $\#/kg$ polttoainetta henkilöautoille ja $3,3 \times 10^{15}$ $\#/kg$ polttoainetta raskaille dieselajoneuvoille. Hämeenkadun itäpään liikenteestä 78 % on raskaita ajoneuvoja arkihiipputunnin aikana. Raskaiden ajoneuvojen päästökerroin on matalampi kuin henkilöautojen, sillä oletettavasti moottorin hyötysuhde on raskaissa ajoneuvoissa suurempi kuin henkilöautoissa.

Taulukon 5.3 perusteella voitaneen kuitenkin sanoa, että Hämeenkadun ilma on

keskimäärin puhtaampaa kuin muiden tutkimusten mittauspaikoissa, mutta päästökertoimet ovat samalla tasolla, koska autokanta on oletettavasti samankaltainen. Päästökertoimen määrittämisessä merkittävää onkin vain päästöpiikin suuruus suhteessa taustapitoisuuteen eikä yleinen ilman pienhiukkaspitoisuus.

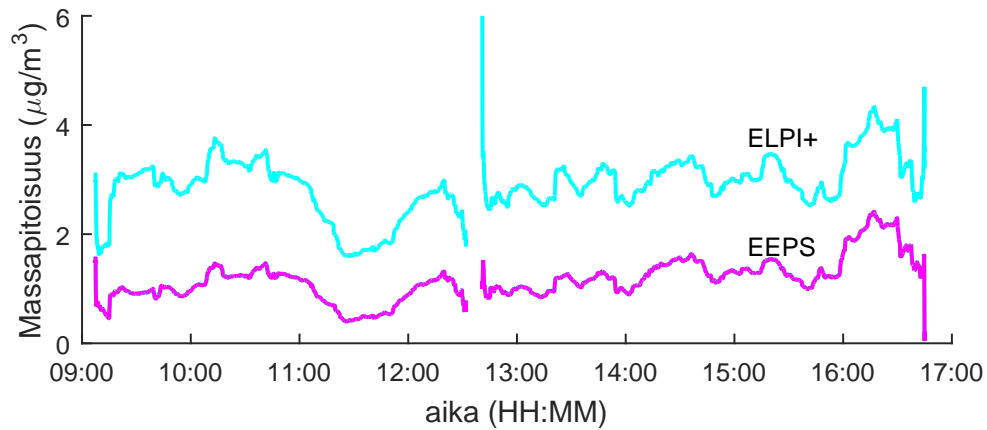
Taulukko 5.3 Keskimääräiset hiukkasten lukumääräpitoisuudet ja päästökertoimet eri tutkimuksissa.

Tutkimus	Paikka	Aika	Mittaus- tyyppi	Hiukkas- koko (nm)	Lukumäärä- pitoisuus (#/cm ³)	Päästö- kerroin (#/kg)
Tämä tutkimus	Tampere, Suomi	Lokakuu 2015	Jalka-käytävä	>3	$1,1 \times 10^4$	$2,08 \times 10^{15}$
Ban-Weiss et al. (2010)	California, USA	Heinä-elokuu 2006	Tunneli	>3	(3,3–29) $\times 10^4$	(0,39–3,3) $\times 10^{15}$
Yli-Tuomi et al. (2005)	Helsinki, Suomi	Lokakuu 2003	Mobiili	>7	20×10^4	$8,3 \times 10^{15}$
Kittelson et al. (2004)	Minnesota, USA	Marraskuu 2000	Mobiili	>3	4×10^4	(2,2–11) $\times 10^{15}$
Kirchstetter et al. (2002)	California, USA	Heinä-elokuu 1997	Tunneli	>10	(16–40) $\times 10^4$	(0,46–6,3) $\times 10^{15}$

5.6 Massapitoisuuksien vertailu ilmanlaadun seurantaan

Hiukkasten massapitoisuudet laskettiin ELPI+:n ja EEPS:in mittaustuloksista kaavan 4.2 avulla ja kertomalla saadut tilavuudet hiukkasten oletetulla tiheydellä 1 g/cm³. Kuvassa 5.13 on massapitoisuuden muuttuminen päivän aikana Hämeenkadun itäpään seisontamittauksissa ELPI+:n ja EEPS:n mittaustulosten mukaisesti. Kuvassa ELPI+:n hiukkaskokoalueeksi on rajattu 17 nm – 1 µm ja EEPS:illä käytössä on koko mittausalue 5,6–560 nm.

Massapitoisuudet taulukossa 5.4 Hämeenkadun eri päissä olivat mittaustulosten mukaan melko yhtäläisiä. Länsipäässä massapitoisuus kasvaa laitteesta riippuen 1,4–3,1-kertaiseksi aamusta iltaan ja itäpäässä kasvua on 1,3–2,2-kertaiseksi aamusta iltaan. Lukuarvallisesti massapitoisuudet vaihtelevat Hämeenkadun mittauksissa ELPI+:n alle 1 µm hiukkasten massapitoisuutena eli PM₁-pitoisuutena 1,1–3,9 µg/m³ ja EEPS:in mukaan 0,7–2,1 µg/m³ välillä. Reittiajossa ELPI+:n PM₁-pitoisuus oli keskimäärin 5,3 µg/m³ ja suurimmat pitoisuuspiikit olivat 30–41 µg/m³. ELPI+:n alle 640 nm kokoisiin hiukkasiin rajattu massapitoisuus ja EEPS:in kokonaismassapitoisuus vastasivat tosiaan melko hyvin sekä reittiajossa että seisontamittauksissa.



Kuva 5.13 Hämeenkadun itäpään keskimääräisen hiukkasten massapitoisuuden muutos päivän aikana 6.10. mittauksissa ELPI+:lla koko havainnointialueelta 17 nm – 1 µm ja EEPS:llä koko havainnointialueelta 5,6–560 nm. Kuva on piirretty 33 minuutin liikkuvana keskiarvona mitatuista massapitoisuuksista.

Taulukko 5.4 Massapitoisuuksien vertailua eri paikoissa ELPI+:n ja EEPS:in mittaus-tuloksista laskettuna.

Mittauspaikka	ELPI+, 17 nm – 1 µm (µg/m ³)	EEPS, 5,6–560 nm (µg/m ³)
Hämeenkatu	1,1–3,9	0,7–2,1
Keskimääräinen reittiajo	5,3	6,2
Suurimmat pitoisuuspiikit re- ittiajossa	30–41	30–21

Hämeenkadun mitatut massapitoisuudet jäävät huomattavasti alle Tampereen kaupungin Linja-autoaseman ilmanlaadun tarkkailupisteen PM_{2,5}-pitoisuuksien 7,1–13,1 µg/m³. Massapitoisuudet jäävät myös huomattavasti alle EU:n raja-arvojen paitsi reittiajon suurimmissa hetkellisissä pitoisuuspiikeissä aamuruuhkassa Valtatiellä 12.

Syy huomattavaan eroon ELPI+:lla saadun PM₁-pitoisuuden ja raja-arvojen ja ilmanlaatuindeksin PM_{2,5}- ja PM₁₀-pitoisuuksien välillä on todennäköisesti se, että mitatuilla alle 1 µm hiukkasilla ei ole niin suurta massaa kuin suuremmilla hiukkaskoilla (Kittelson, 1998). Saatujen massapitoisuuksien perusteella ei siis todellisuudessa voida sanoa, onko ilmanlaatu mobiililaboratorion mittauksissa ollut raja-arvoihin verrattuna hyvää vai huonoa. Tampereen kaupungin linja-autoaseman ilmanlaadun mittausaseman tuntikeskiarvotettujen vertailuarvojen perusteella voidaan kuitenkin sanoa ilmanlaadun olleen pääasiassa hyvällä tai tyydyttävällä tasolla mittauskampanjan aikana.

Toinen PM-tulosten vertailua hankaloittava tekijä on mittauspaikkojen suuri eroavaisuus.

Mobiililaboratoriomittausten paikat vaihtelevat huomattavasti aivan kadun varren mittauksista ydinkeskustan taustaksi luokiteltavaan torin laitaan. Kaupungin mitausasemista sekä Linja-autoasema että Kaleva on luokiteltu kaupunkialueen taustaksi, joihin siis liikenne ei suoraan pääse vaikuttamaan.

Kuten kappaleissa 3.4 ja 3.5 päästöjen terveysvaikutuksista ja rajoittamisesta todettiin, ei mitattu massapitoisuuden tuntikeskiarvo kerro koko totuutta ilmanlaadun hetkittäisistä vaihteluista ihmisten arkipäiväisissä ympäristöissä. Todellisen altistumisen selvittämiseksi ja ihmisten terveyden turvaamiseksi olisi tärkeää kehittää edullista ja reaaliaikaista sensoriverkostoa, jolla voitaisiin tiedottaa ilmanlaadun paikallisista muutoksista esimerkiksi mobiilisovelluksella suoraan jalankulkijoille.

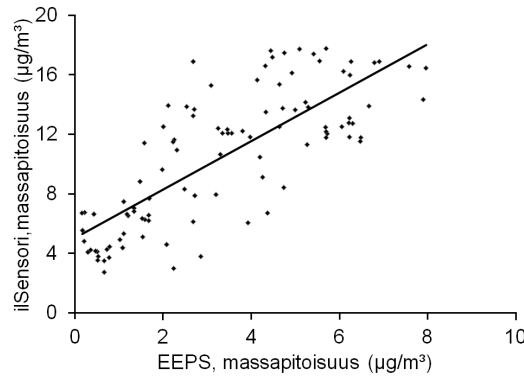
5.7 Laitevertailua

Kondensatiohiukkaslaskureita pidetään yleisesti hyvin luotettavina hiukkasten lukumääräpitoisuuden mittalaitteina, joten tässäkin tutkimuksessa voitaneen arvioida käytetyn UCPC:n kokoalueella $2,5 \text{ nm} - 3 \text{ }\mu\text{m}$ mittaamien lukumääräpitoisuuksien edustavan parhaiten ilman todellista lukumääräpitoisuutta. Mobiililaboratorion pitkät ja mutkikkaat näytelinjat suodattavat kaikkein suurimmat hiukkaset pois, joten ELPI+ ei kykene havainnoimaan kokoalueelleen kuuluvia suuria hiukkasia, sillä ne eivät pääse näytelinjassa laitteelle asti. Sedimentaatiohäviön vuoksi ELPI+:n massapitoisuus on rajattu alle $1 \text{ }\mu\text{m}$ hiukkasiin. Toisaalta kaikkein pienimmillä hiukkasilla diffuusiohäviöt linjastossa söivät osan hiukkaspitoisuudesta pois, joten jälleen ELPI+:n kokoalue on rajattu alkamaan vasta suodatinasteen jälkeen 17 nm hiukkasista.

EEPS:in mittaustuloksia voidaan pitää samoina TSI:n toisen liikkuvuuskokoluokittelijan, FMPS:n (engl. Fast mobility particle sizer), kanssa (Zimmerman et al., 2014). Levin et al. (2015) osoittivat tutkimuksessaan, että FMPS:n ja siten myös EEPS:in mittaamiin hiukkaskokojakaumiin ei voi luottaa yli 200 nm hiukkasten osalta. Zervas ja Dorlhène (2006) osoittivat tutkimuksessaan EEPS:in hiukkaskokoalueen alarajan olevan myös epätarkka erityisesti alle 30 nm hiukkasten osalta. Näin ollen tässä tutkimuksessa EEPS:in luotettava mittausalue on noin $30\text{--}200 \text{ nm}$.

Verrattaessa EEPS:in tuloksia ELPI+:n massapitoisuuksiin alle $1 \text{ }\mu\text{m}$ hiukkasten osalta huomataan EEPS:in näyttävän keskimäärin noin puolet siitä, mitä ELPI+ näyttää. Tämän huomaa karkeasti myös luvun 5.6 kuvasta 5.13. Havainto selittyy pääasiassa erilaisilla hiukkaskokoalueilla, mutta EEPS:in epäluotettavuus sekä pienissä että isommissa hiukkasissa vaikuttaa myös.

Kuvassa 5.14 on ilSensorin ja EEPS:in keskiarvotettujen mittaustapahtumien tulosten vertailua. Mittaustapahtumat on valittu siten, että ilSensorin aikaresoluution pitäisi riittää tarpeeksi luotettavan keskimääräisen pitoisuuden määrittämiseksi. Mittaustapahtumat ovat kestoltaan 10 minuutista reiluun neljään tuntiin keskiarvotettuja pitoisuuksia. Kuvasta 5.14 on poistettu Ilmatieteen laitoksen Risto Hillamon ohjeiden mukaan mittauspisteet, joissa EEPS:in massapitoisuus ylitti $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sillä tätä suuremmilla pitoisuuksilla ilSensori saturoituu eikä näytä enää lainkaan järkeviä tuloksia.

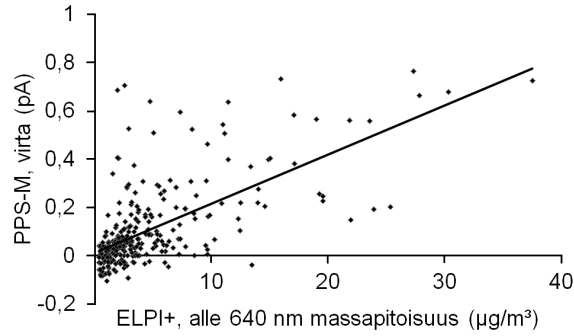


Kuva 5.14 Ilmatieteenlaitoksen ilSensorin ja EEPS:in massapitoisuuksien vertailua, kun EEPS:n pitoisuusalue on rajattu $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ilmatieteen laitoksen ilSensorin on aiemmissa mittauksissa todettu korreloivan melko hyvin PM_{10} -pitoisuuksien kanssa ja tässä tutkimuksessa paras korrelaatio havaittiin EEPS:n massapitoisuuksien kanssa eli hiukkaskokoalueella 5,6–560 nm. Kuvan 5.14 sovitteen kulmakerroin on 1,6 ja R^2 -tekijä 0,60. Kuvasta huomaa myös ilSensorin offsetin olevan näissä mittauksissa noin $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, kun aiemmissa sensorin testimittauksissa offset on ollut noin $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Muiden mittalaitteiden kanssa ilSensori ei korreloinut kovinkaan hyvin.

Pegasorin PPS-M:n vertailua useiden muiden mittalaitteiden kanssa esitellään kattavasti Järvinen et al. (2014a) tutkimuksessa. Tämän tutkimuksen mittaustuloksista parhaiten PPS-M:n tulosten kanssa korreloi ELPI+:n alle 640 nm hiukkasten massapitoisuus. Korrelaatio on piirretty kuvaan 5.15 siten, että PPS-M:n tuloksista jätettiin huomioimatta kolme yli 1 pA virtahuippua. Kyseiset virtahuiput on mitattu reittiajossa ja niiden aikaan pienten hiukkasten lukumääräpitoisuus oli erittäin korkea UCPC:llä mitattuna.

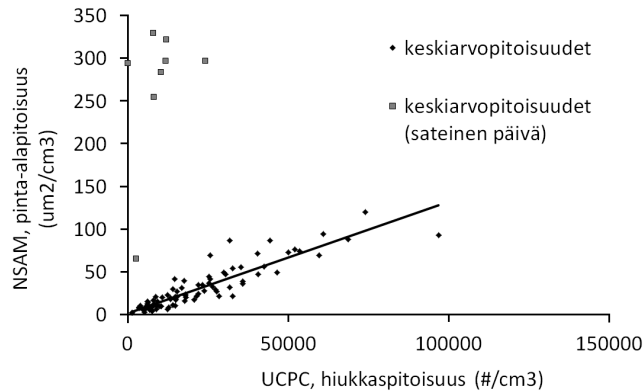
Kuvaan 5.15 sovitteen kulmakerroin on 0,02 ja R^2 -tekijä on 0,42. Järvinen et al. (2014a) tutkimuksessa PPS-M:n virtoja on verrattu $\text{PM}_{2,5}$ -pitoisuuksiin ja korrelaatio tien reunan mittauksissa on ollut hieman parempaa kuin tässä tutkimuksessa saatu



Kuva 5.15 Pegasorin PPS-M:n virtojen vertailu ELPI+:n alle 640 nm hiukkasten massapitoisuuksiin.

korrelaatio ELPI+:n tuloksiin nähden.

Kun verrattiin UCPC:n ja NSAM:in keskiarvotettuja pitoisuuksia taustojen ja seison-
tamittausten aikana (kuva 5.16), huomattiin sateisen mittauspäivän mittauspahtu-
mien erottuvan selvästi muista mittauspahtumista verrattain suurina deposoituvien
hiukkasten pinta-alapitoisuuksina. Syy poikkeavuuteen lienee sade ja kostea ilma, joka
lisää NSAM:in havaitsemien hiukkasten keuhkoihin deposoituvaa pinta-alapitoisuutta.
Sateista päivää huomioon ottamatta NSAM:in ja UCPC:n mittauksien tulokset korreloivat
erittäin hyvin keskenään kuten kuvasta 5.16 havaitaan.



Kuva 5.16 UCPC:n ja NSAM:in mittauksien tulosten vertailua seison-
tamittausten aikana.

6. YHTEENVETO

Kaupunkiympäristöissä merkittävin ilmanlaatua heikentävä tekijä on usein paikallinen liikenne, jonka aiheuttamista hiukkaspäästöistä määrällisesti suurin osa on nanohiukkasia. Paikallista ilmanlaatua seurataan Tampereella neljällä ilmanlaadun mittausasemalla, joilla tarkkaillaan hiukkasten ja tiettyjen kaasujen massapitoisuuksia. Kiinteät mittausasemat kertovat yleisestä ilmanlaadusta pitkällä aikavälillä hyvin, mutta eivät havaitse paikallisia lyhyen aikavälin muutoksia ilmanlaadussa ja erityisesti eivät huomioi haitallisten nanohiukkasten lukumääräpitoisuuksia.

Tässä diplomityössä tutkittiin hiukkasten lukumääräpitoisuutta ja kokojakaumia Tampereen keskustassa, ympäristössä, jossa ihmiset liikkuvat ja näin ollen altistuvat pienhiukkasille. Mittaukset suoritettiin TTY:n Aerosolifysiikan mobiililaboratoriolla erilaisissa kaupunkiympäristöissä yhdeksällä hiukkasten ja kaasujen pitoisuuksia mittaavalla laitteella. Tutkimuksen tavoitteena oli tutkia erilaisten kaupunkiympäristöjen ilman hiukkasten tyypillisiä lukumääräpitoisuuksia ja -kokojakaumia. Erilaisia tutkimusympäristöjä olivat taustamittausten paikat Eteläpuistossa ja Rauhaniemessä, reittiajossa ajoradat keskustan läheisyydessä, seisontamittauksissa jalkakäytävät Hämeenkadulla sekä Keskustorilla, ja dispersiomittauksissa vilkasliikenteisten Pirkankadun ja Valtatien 12 välittömässä läheisyydessä sijainneet melko avoimet ympäristöt. Näiden lisäksi määritettiin Hämeenkadun itäpään autokannalle tyypillinen hiukkasten lukumääräperusteinen päästökerroin, vertailtiin mittaustuloksista laskettuja massapitoisuuksia kiinteiden ilmanlaatuasemien arvoihin, EU-raja-arvoihin sekä vertailtiin käytettyjä mittalaitteita ja keskihintaisia sensoreita toisiinsa.

Tutkittujen erilaisten kaupunkiympäristöjen hiukkasten lukumääräpitoisuuksissa oli suuria eroja, mutta kokojakaumat olivat kaikissa ympäristöissä hyvin samankaltaisia. Kaikista lukumääräkokojakaumista erottuivat selkeästi nukleatio- ja nokimoodit. Nukleatiomoodin huippu oli keskimäärin välillä 10–20 nm ja nokimoodin huippu välillä 40–80 nm. Tulos vastaa hyvin aiempien vastaavien kaupunki-ilmamittausten tuloksia ja osoittaa lukumääräisesti suurimman osan hiukkasista olevan nanohiukkasia, jotka ovat peräisin ajoneuvojen moottoreista.

Pienimmät hiukkasten lukumääräpitoisuudet havaittiin odotusten mukaisesti taust-

tamittauksissa, joissa esimerkiksi UCPC:n mittaama lukumääräpitoisuus vaihteli eri päivinä $(0,9-6,7) \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$ välillä. Taustapitoisuuden havaittiin vaikuttavan hyvin paljon muissa ympäristöissä mitattuihin pitoisuuksiin. Seisontamittauksissa jalkakäytävillä ja Tampereen Keskustorilla lukumääräpitoisuudet vaihtelivat $(0,5-2) \times 10^4 \text{ \#/cm}^3$ välillä riippuen muun muassa mittauspäivän taustapitoisuudesta. Suurimmat hiukkasten lukumääräpitoisuudet mitattiin reittiajossa Valtatiellä 12 ruuhka-aikaan, jolloin pitoisuuspiikit olivat suurimmillaan $2,5 \times 10^5 \text{ \#/cm}^3$, mutta keskimäärin reittiajossa hiukkasten lukumääräpitoisuus oli $3,3 \times 10^4 \text{ \#/cm}^3$.

Dispersiomittaukset vahvistivat aiempien tutkimusten havainnon, että siirryttäessä vilkkaasti liikennöidystä tiestä tai kadusta pois päin hiukkasten ja kaasujen pitoisuudet laimenevat. Toisin kuin aiemmissa vastaavissa tutkimuksissa tässä työssä dispersiomittauksissa ei havaittu hiukkasten lukumääräpitoisuuskokojakaumien huippujen siirtymistä pienistä hiukkasista kohti suurempia. Dispersiomittausten perusteella voitaisiin tehdä jatkotutkimusta ja mallinnusta siitä, kuinka nukleaatiomoodi muuntuu akkumulaatiomoodiksi kasvatettaessa etäisyyttä vilkkaasta tiestä. Jatko-tutkimuskysymyksiä voisivat olla esimerkiksi myös kuinka hiukkasten muoto ja muut ominaisuudet muuttuvat etäisyyden kasvaessa.

Mittausteknisistä syitä johtuen tässä tutkimuksessa ei saatu mitattua Tampereen kaupungin ilmanlaatuasemien arvoja vastaavia hiukkasten massapitoisuuksia. Verrattaessa mittaustuloksista laskettuja massapitoisuuksia ilmanlaatuindeksiin ja EU:n raja-arvoihin voidaan todeta Tampereen keskustan ilmanlaadun olevan keskimäärin hyvällä tasolla. Huonoimmillaan ilman hiukkasten ja kaasujen, erityisesti typen oksidien, pitoisuudet ovat ruuhka-aikaan vilkkaasti liikennöityjen teiden ja katujen välittömässä läheisyydessä.

Hämeenkadun itäpään seisontamittauksista laskettu hiukkasten lukumääräperusteinen keskimääräinen päästökerroin $2,08 \times 10^{15} \text{ \#/kg}$ polttoainetta vastaa hyvin aiempien vastaavien tutkimusten päästökertoimia. Hämeenkadun itäpään keskimääräisen lukumääräpitoisuuden $1,1 \times 10^4 \text{ \#/cm}^3$ perusteella ilma on kadulla puhtaampaa kuin muiden vastaavien tutkimusten mittauspaikoissa, mutta autokanta on samankaltainen.

Hämeenkadun itä- ja länsipään seisontamittausten hiukkasten ja typen oksidien mittaustulokset osoittavat, että suurin yksittäinen ydinkeskustan ilmanlaatua heikentävä tekijä on liikenne. Erityisesti kadun itäpäässä raskaalla liikenteellä eli tässä tapauksessa linja-autoilla on merkittävä vaikutus, sillä Hämeenkadun itäpäässä raskaan liikenteen osuus kaikesta liikenteestä on noin 78 % arjen huipputunteina. Tampereen keskustan ilmanlaadun parantamiseksi raskaiden ajoneuvojen päästöt olisi syytä asettaa erityistarkkailuun. Myös liikenteen sujuvuus vaikuttaa päästöjen syntyyn.

Lopuksi, jos tämän tutkimuksen kaltaiset mittaukset toistetaan muutamien vuosien kuluttua, kun Valtatie 12 on siirtynyt Rantatunneliin, saataneen selville tunneliprojektin vaikutus Tampereen keskustan pienhiukkaspitoisuuksiin ja ilmanlaatuun.

LÄHTEET

- Aitken, J. (1889). "I. On the Number of Dust Particles in the Atmosphere." *Transactions of the Royal Society of Edinburgh* 35.01, s. 1–19.
- Ban-Weiss, G. A., M. M. Lunden, T. W. Kirchstetter ja R. A. Harley (2010). "Size-resolved particle number and volume emission factors for on-road gasoline and diesel motor vehicles". *Journal of Aerosol Science* 41.1, s. 5–12.
- Brauer, M., M. Amann, R. T. Burnett, A. Cohen, F. Dentener, M. Ezzati, S. B. Henderson, M. Krzyzanowski, R. V. Martin, R. Van Dingenen et al. (2012). "Exposure assessment for estimation of the global burden of disease attributable to outdoor air pollution". *Environmental science & technology* 46.2, s. 652–660.
- Bukowiecki, N, J Dommen, A. Prevot, E Weingartner ja U. Baltensperger (2003). "Fine and ultrafine particles in the Zürich (Switzerland) area measured with a mobile laboratory - an assessment of the seasonal and regional variation throughout a year". *Atmospheric Chemistry and Physics* 3.5, s. 1477–1494.
- Charron, A. ja R. M. Harrison (2003). "Primary particle formation from vehicle emissions during exhaust dilution in the roadside atmosphere". *Atmospheric Environment* 37.29, s. 4109–4119.
- Cohen, A. J., H Ross Anderson, B. Ostro, K. D. Pandey, M. Krzyzanowski, N. Künzli, K. Gutschmidt, A. Pope, I. Romieu, J. M. Samet et al. (2005). "The global burden of disease due to outdoor air pollution". *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 68.13-14, s. 1301–1307.
- Cohen, E. R. (2007). *Quantities, units and symbols in physical chemistry*. Royal Society of Chemistry.
- Dekati (2011). *ELPI+ (Electrical Low Pressure Impactor)*. User manual Ver. 1.14.
- Dockery, D. W., C. A. Pope, X. Xu, J. D. Spengler, J. H. Ware, M. E. Fay, B. G. Ferris Jr ja F. E. Speizer (1993). "An association between air pollution and mortality in six US cities". *New England journal of medicine* 329.24, s. 1753–1759.
- Donaldson, K., L. Tran, L. A. Jimenez, R. Duffin, D. E. Newby, N. Mills, W. MacNee ja V. Stone (2005). "Combustion-derived nanoparticles: a review of their toxicology following inhalation exposure". *Particle and fibre toxicology* 2.1, s. 10.
- Egnér, H. ja E. Eriksson (1955). "Current data on the chemical composition of air and precipitation". *Tellus* 7.1, s. 134–139.
- ELY-keskus (2015). *Ilmanlaatu maankäytön suunnittelussa*. Opas. Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, Helsingin seudun ympäristöpalvelut HSY.
- Environment S.A (2014). *AF22M, UV fluorescent sulfur dioxide analyzer*. Technical manual.

- Euroopan parlamentti ja neuvosto (2004). *EUROOPAN PARLAMENTIN JA NEUVOSTON DIREKTIIVI 2004/107/EY, annettu 15 päivänä joulukuuta 2004, ilmassa olevasta arseenista, kadmiumista, elohopeasta ja polysyklisistä aromaattisista hiilivedyistä*. URL: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/ALL/?uri=CELEX:32004L0107>.
- (2008). *EUROOPAN PARLAMENTIN JA NEUVOSTON DIREKTIIVI 2008/50/EY, annettu 21 päivänä toukokuuta 2008, ilmanlaadusta ja sen parantamisesta*. URL: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/ALL/?uri=CELEX:32008L0050>.
- Fissan, H., S Neumann, A Trampe, D. Pui ja W. Shin (2007). “Rationale and principle of an instrument measuring lung deposited nanoparticle surface area”. *Journal of Nanoparticle Research* 9.1, s. 53–59.
- Gómez-Moreno, F., M Pujadas, J Plaza, J. Rodríguez-Maroto, P Martínez-Lozano ja B Artíñano (2011). “Influence of seasonal factors on the atmospheric particle number concentration and size distribution in Madrid”. *Atmospheric Environment* 45.18, s. 3169–3180.
- Harris, S. J. ja M. M. Maricq (2001). “Signature size distributions for diesel and gasoline engine exhaust particulate matter”. *Journal of Aerosol Science* 32.6, s. 749–764.
- Hinds, W. C. (1999). *Aerosol Technology*. 2. painos. John Wiley & Sons.
- HSY (2015). *Ilmanlaatuindeksi*. Helsingin seudun ympäristöpalvelut, viitattu 15.12.2015. URL: <https://www.hsy.fi/fi/asiantuntijalle/ilmansuojelu/ilmanlaatuindotus/Sivut/Ilmanlaatuindeksi.aspx>.
- Ilmanlaatuportaali*. Ilmatieteen laitos, Ympäristöministeriö, Ilmanlaatuindotuksen tuottajat: kunnat, HSY, teollisuus ja Ilmatieteenlaitos, viitattu 15.12.2015. URL: www.ilmanlaatu.fi.
- Jaenicke, R (1972). “The optical particle counter: cross-sensitivity and coincidence”. *Journal of Aerosol Science* 3.2, s. 95–111.
- Järvinen, A., H. Kuuluvainen, J. V. Niemi, S. Saari, M. Dal Maso, L. Pirjola, R. Hillamo, K. Janka, J. Keskinen ja T. Rönkkö (2014a). “Monitoring urban air quality with a diffusion charger based electrical particle sensor”. *Urban Climate*.
- Järvinen, A, M Aitomaa, A Rostedt, J Keskinen ja J Yli-Ojanperä (2014b). “Calibration of the new electrical low pressure impactor (ELPI+)”. *Journal of Aerosol Science* 69, s. 150–159.
- Johnson, T., R. Caldow, A. Poecher, A. Mirme ja D. Kittelson (2004). *A new electrical mobility particle sizer spectrometer for engine exhaust particle measurements*. Tekninen raportti. SAE Technical Paper.
- Kariniemi, H. (2007). “Kaupunkiaerosolin hiukkaspitoisuudet Tampereella keväällä 2006”. Diplomityö. Tampereen teknillinen yliopisto.

- Keskinen, J, K Pietarinen ja M Lehtimäki (1992). “Electrical low pressure impactor”. *Journal of Aerosol Science* 23.4, s. 353–360.
- Ketzel, M., P. Wählin, R. Berkowicz ja F. Palmgren (2003). “Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof-level observations”. *Atmospheric Environment* 37.20, s. 2735–2749.
- Kirchstetter, T. W., R. A. Harley, N. M. Kreisberg, M. R. Stolzenburg ja S. V. Hering (2002). “Corrigendum to On-road measurement of fine particle and nitrogen oxide emissions from light-and heavy-duty motor vehicles[Atmospheric Environment 33 (18)(1999) 2955–2968]”. *Atmospheric Environment* 36.39, s. 6059.
- Kittelson, D., J. Johnson, W. Watts, Q. Wei, M. Drayton, D. Paulsen ja N. Bukowiecki (2000). *Diesel aerosol sampling in the atmosphere*. Tekninen raportti. SAE Technical Paper.
- Kittelson, D. B. (1998). “Engines and nanoparticles: a review”. *Journal of aerosol science* 29.5, s. 575–588.
- Kittelson, D. B., W. Watts ja J. Johnson (2004). “Nanoparticle emissions on Minnesota highways”. *Atmospheric Environment* 38.1, s. 9–19.
- Knutson, E. ja K. Whitby (1975). “Aerosol classification by electric mobility: apparatus, theory, and applications”. *Journal of Aerosol Science* 6.6, s. 443–451.
- Kulkarni, P., P. A. Baron ja K. Willeke (2011). *Aerosol measurement: principles, techniques, and applications*. John Wiley & Sons.
- Kumar, P., L. Morawska, C. Martani, G. Biskos, M. Neophytou, S. Di Sabatino, M. Bell, L. Norford ja R. Britter (2015). “The rise of low-cost sensing for managing air pollution in cities”. *Environment international* 75, s. 199–205.
- Kupiainen, K., L. Pirjola, J. Viinanen, A. Stojiljkovic ja A. Malinen (2009). *Katupölyn päästöt ja torjunta*. KAPU-hankkeen loppuraportti. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. URL: <http://www.tampere.fi/liitteet/k/6LGlyI1NE/Kapuraportti2009.pdf>.
- Kupiainen, K. ja H. Tervahattu (2004). “The effect of traction sanding on urban suspended particles in Finland”. *Environmental Monitoring and Assessment* 93.1-3, s. 287–300.
- Lähde, T., J. V. Niemi, A. Kousa, T. Rönkkö, P. Karjalainen, J. Keskinen, A. Frey, R. Hillamo ja L. Pirjola (2014). “Mobile Particle and NO_x Emission Characterization at Helsinki Downtown: Comparison of Different Traffic Flow Areas”. *Aerosol and Air Quality Research* 14.5, s. 1372–1382.
- Lelieveld, J, J. Evans, M. Fnais, D. Giannadaki ja A. Pozzer (2015). “The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale”. *Nature* 525.7569, s. 367–371.
- Levin, M., A. Gudmundsson, J. Pagels, M. Fierz, K. Møhlhave, J. Löndahl, K. Jensen ja I. Koponen (2015). “Limitations in the Use of Unipolar Charging for Electrical

- Mobility Sizing Instruments: A Study of the Fast Mobility Particle Sizer”. *Aerosol Science and Technology* 49.8, s. 556–565.
- Lähde, T. (2013). “Physical Characterization of Diesel Exhaust Nucleation Mode Particles”. Väitöskirja. Tampereen teknillinen yliopisto.
- Lähde, T., T. Rönkkö, A. Virtanen, T. J. Schuck, L. Pirjola, K. Hämeri, M. Kulmala, F. Arnold, D. Rothe ja J. Keskinen (2009). “Heavy duty diesel engine exhaust aerosol particle and ion measurements”. *Environmental science & technology* 43.1, s. 163–168.
- Lighty, J. S., J. M. Veranth ja A. F. Sarofim (2000). “Combustion aerosols: factors governing their size and composition and implications to human health”. *Journal of the Air & Waste Management Association* 50.9, s. 1565–1618.
- Limbach, L. K., P. Wick, P. Manser, R. N. Grass, A. Bruinink ja W. J. Stark (2007). “Exposure of engineered nanoparticles to human lung epithelial cells: influence of chemical composition and catalytic activity on oxidative stress”. *Environmental science & technology* 41.11, s. 4158–4163.
- Maricq, M. M. (2006). “On the electrical charge of motor vehicle exhaust particles”. *Journal of Aerosol Science* 37.7, s. 858–874.
- Nazridoust, K. ja G. Ahmadi (2006). “Airflow and pollutant transport in street canyons”. *Journal of wind engineering and industrial aerodynamics* 94.6, s. 491–522.
- Niemi, J. V., S. Saarikoski, M. Aurela, H. Tervahattu, R. Hillamo, D. L. Westphal, P. Aarnio, T. Koskentalo, U. Makkonen, H. Vehkamäki et al. (2009). “Long-range transport episodes of fine particles in southern Finland during 1999–2007”. *Atmospheric Environment* 43.6, s. 1255–1264.
- Niemi, J., S. Saarikoski, H. Tervahattu, T. Mäkelä, R. Hillamo, H. Vehkamäki, L. Sogacheva ja M. Kulmala (2006). “Changes in background aerosol composition in Finland during polluted and clean periods studied by TEM/EDX individual particle analysis”. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6.12, s. 5049–5066.
- Oberdörster, G. (2000). “Pulmonary effects of inhaled ultrafine particles”. *International archives of occupational and environmental health* 74.1, s. 1–8.
- Pegasor (2014). *Pegasor Particle Sensor M*. Tekniset tiedot.
- Peters, A., H. E. Wichmann, T. Tuch, J. Heinrich ja J. Heyder (1997). “Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles.” *American journal of respiratory and critical care medicine* 155.4, s. 1376–1383.
- Pirjola, L., P. Paasonen, D. Pfeiffer, T. Hussein, K. Hämeri, T. Koskentalo, A. Virtanen, T. Rönkkö, J. Keskinen, T. Pakkanen et al. (2006). “Dispersion of particles and trace gases nearby a city highway: mobile laboratory measurements in Finland”. *Atmospheric Environment* 40.5, s. 867–879.

- Pirjola, L., T. Lähde, J. Niemi, A. Kousa, T. Rönkkö, P. Karjalainen, J. Keskinen, A. Frey ja R. Hillamo (2012). "Spatial and temporal characterization of traffic emissions in urban microenvironments with a mobile laboratory". *Atmospheric Environment* 63, s. 156–167.
- Pöschl, U. (2005). "Atmospheric aerosols: composition, transformation, climate and health effects". *Angewandte Chemie International Edition* 44.46, s. 7520–7540.
- Raiko, R., I. Kurki-suonio, J. Saastamoinen ja M. Hupa (1995). *Poltto ja palaminen*.
- Rönkkö, T., L. Pirjola, L. Ntziachristos, J. Heikkilä, P. Karjalainen, R. Hillamo ja J. Keskinen (2014). "Vehicle engines produce exhaust nanoparticles even when not fueled". *Environmental science & technology* 48.3, s. 2043–2050.
- Rönkkö T., T., A. Virtanen, J. Kannosto, J. Keskinen, M. Lappi ja L. Pirjola (2007). "Nucleation mode particles with a nonvolatile core in the exhaust of a heavy duty diesel vehicle". *Environmental science & technology* 41.18, s. 6384–6389.
- Rostedt, A., A. Arffman, K. Janka, J. Yli-Ojanperä ja J. Keskinen (2014). "Characterization and response model of the PPS-M aerosol sensor". *Aerosol Science and Technology* 48.10, s. 1022–1030.
- Schwartz, J., D. W. Dockery ja L. M. Neas (1996). "Is daily mortality associated specifically with fine particles?" *Journal of the Air & Waste Management Association* 46.10, s. 927–939.
- Sick-Maihak (2007). *Näytteitä ottava monikomponenttinen kaasuanalysaattori, SIDOR*.
- Suomen eduskunta (2014). *SUOMEN YMPÄRISTÖNSUOJELULAKI 527/2014, tullut voimaan 1 päivänä syyskuuta 2014*. URL: <http://www.finlex.fi/fi/laki/smur/2014/20140527>.
- Suomen valtioneuvosto (1996). *SUOMEN VALTIONEUVOSTON PÄÄTÖS 480/1996, tullut voimaan 1 päivänä syyskuuta 1996, ilmanlaadun ohjearvoista ja rikkilaskeuman tavoitearvoista*. URL: [http://www.finlex.fi/fi/laki/smur/1996/19960480?search\[type\]=pika&search\[pika\]=480%2F1996](http://www.finlex.fi/fi/laki/smur/1996/19960480?search[type]=pika&search[pika]=480%2F1996).
- (2007). *SUOMEN VALTIONEUVOSTON ASETUS 164/2007, tullut voimaan 15 päivänä helmikuuta 2007, ilmassa olevasta arseenista, kadmiumista, elohopeasta, nikkelistä ja polysyklisistä aromaattisista hiilivedyistä*. URL: [http://www.finlex.fi/fi/laki/smur/2007/20070164?search\[type\]=pika&search\[pika\]=164%2F2007](http://www.finlex.fi/fi/laki/smur/2007/20070164?search[type]=pika&search[pika]=164%2F2007).
- (2011). *SUOMEN VALTIONEUVOSTON ASETUS 38/2011, tullut voimaan 25 päivänä tammikuuta 2011, ilmanlaadusta*. URL: [http://www.finlex.fi/fi/laki/smur/2011/20110038?search\[type\]=pika&search\[pika\]=38%2F2011](http://www.finlex.fi/fi/laki/smur/2011/20110038?search[type]=pika&search[pika]=38%2F2011).
- Tampereen kaupunki (2015). *Ilmanlaatu*. URL: <http://www.tampere.fi/asuminen-ja-ymparisto/ymparisto-ja-luonto/ymparistonsuojelu/ilmanlaatu.html>.
- TAPI (2015). *NO/NO₂/NO_x Analyzer Model T200*. Operation manual. Teledyne Advanced Pollution Instrumentation.

- Tie & Liikenne, toim. (2012). *Suomen tieyhdistyksen ammattilehti, Kevätpöly ja terveys*, 3. URL: <http://www.tieyhdistys.fi/binary/file/-/id/44/fid/345/>.
- Tran, C., D Buchanan, R. Cullen, A Searl, A. Jones ja K Donaldson (2000). "Inhalation of poorly soluble particles. II. Influence of particle surface area on inflammation and clearance". *Inhalation toxicology* 12.12, s. 1113–1126.
- TSI (2005). *Nanoparticle Surface Area Monitor Model 3550*. Instruction Manual.
- (2006). *Engine Exhaust Particle Size Spectrometer Model 3090*. Operation and Service Manual.
- (2014). *Ultrafine Condensation Particle Counter Model 3776*. Tekniset tiedot.
- Vardoulakis, S., B. E. Fisher, K. Pericleous ja N. Gonzalez-Flesca (2003). "Modelling air quality in street canyons: a review". *Atmospheric environment* 37.2, s. 155–182.
- Virtanen, A, T Rönkkö, J Kannosto, J Ristimäki, J. Mäkelä, J Keskinen, T Pakkanen, R Hillamo, L Pirjola ja K Hämeri (2006). "Winter and summer time size distributions and densities of traffic-related aerosol particles at a busy highway in Helsinki". *Atmospheric Chemistry and Physics* 6.9, s. 2411–2421.
- Waters, K. M., L. M. Masiello, R. C. Zangar, B. J. Tarasevich, N. J. Karin, R. D. Quesenberry, S. Bandyopadhyay, J. G. Teeguarden, J. G. Pounds ja B. D. Thrall (2009). "Macrophage responses to silica nanoparticles are highly conserved across particle sizes". *Toxicological Sciences* 107.2, s. 553–569.
- Wehner, B., W. Birmili, T. Gnauk ja A. Wiedensohler (2002). "Particle number size distributions in a street canyon and their transformation into the urban-air background: measurements and a simple model study". *Atmospheric Environment* 36.13, s. 2215–2223.
- Wilson, J. G., S. Kingham, J. Pearce ja A. P. Sturman (2005). "A review of intraurban variations in particulate air pollution: Implications for epidemiological research". *Atmospheric Environment* 39.34, s. 6444–6462.
- Yli-Tuomi, T., P. Aarnio, L. Pirjola, T. Mäkelä, R. Hillamo ja M. Jantunen (2005). "Emissions of fine particles, NO_x, and CO from on-road vehicles in Finland". *Atmospheric Environment* 39.35, s. 6696–6706.
- Zervas, E. ja P. Dorlhène (2006). "Comparison of exhaust particle number measured by EEPS, CPC, and ELPI". *Aerosol science and technology* 40.11, s. 977–984.
- Zhu, Y., W. C. Hinds, M. Krudysz, T. Kuhn, J. Froines ja C. Sioutas (2005). "Penetration of freeway ultrafine particles into indoor environments". *Journal of Aerosol Science* 36.3, s. 303–322.
- Zimmerman, N., K. J. G. Pollitt, C.-H. Jeong, J. M. Wang, T. Jung, J. M. Cooper, J. S. Wallace ja G. J. Evans (2014). "Comparison of three nanoparticle sizing instruments: The influence of particle morphology". *Atmospheric Environment* 86, s. 140–147.

LIITE A. ILMANLAATUINDEKSIIN VAIKUTUKSET

Ilmanlaatuindeksiä käytetään ilmanlaadun päivittäisessä tiedotuksessa ympäri maailman, ja Suomen oloihin sen on sovittanut Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta YTV vuonna 1988. Nykyisin ilmanlaatuindeksiä kehittää ja ylläpitää YTV:n jäljissä jatkava Helsingin seudun ympäristöpalvelut HSY. Suomen ilmanlaatuindeksi poikkeaa muiden maiden indekseistä, sillä se on kokonaan tuntipohjainen.

Taulukossa 2 on esitettyä ilmanlaatuindeksin yhteys terveys- ja muihin vaikutuksiin.

Taulukko 1 Ilmanlaatuindeksin vaikutukset.

Väri	Ilmanlaatu	Terveysvaikutukset	Muut vaikutukset
vihreä	hyvä	ei todettuja	lieviä luontovaikutuksia pitkällä aikavälillä
keltainen	tyytyttävä	hyvin epätodennäköistä	lieviä luontovaikutuksia pitkällä aikavälillä
vaal. ruskea	välttävä	epätodennäköistä	selviä kasvillisuus- ja materiaalivaikutuksia pitkällä aikavälillä
punainen	huono	mahdollisia herkillä ihmisillä	selviä kasvillisuus- ja materiaalivaikutuksia pitkällä aikavälillä
violetti	erittäin huono	mahdollisia herkillä väestöryhmillä	selviä kasvillisuus- ja materiaalivaikutuksia pitkällä aikavälillä

LIITE B. TAUSTAMITTAUSTEN TULOKSIA

Taulukossa 3 esitellään eri laitteilla taustamittauksissa saatuja hiukkasten lukumääräpitoisuuksia, laskettuja massapitoisuuksia ja keuhkoihin deponoituvien hiukkasten pinta-alapitoisuutta.

Taulukko 2 Taustapitoisuudet eri laitteilla mitattuna. Taulukossa R tarkoittaa Rauhaniemeä ja E Eteläpuistoa.

Aika	ja paikka	UCPC (#/cm ³)	ELPI+ (#/cm ³)	ELPI+ < 1 µm (µg/m ³)	EEPS (#/cm ³)	EEPS (µg/m ³)	NSAM (µm ² /cm ³)
29.9.	aamu R	2600	930	2,9	7500	1,9	-
	ilta E	6100	890	3,9	6800	2,5	15,5
30.9.	aamu R	1300	1400	2,9	3800	1,1	2,4
	päivä E	6700	200	0,4	7500	0,2	-
1.10.	päivä E	2300	1400	2,8	5000	0,8	5,2
	ilta E	5800	500	0,5	3700	0,2	2,8
2.10.	aamu E	900	900	1,9	4500	0,4	6,5
	ilta E	1100	1200	1,3	22300	2,7	9,4
3.10.	aamu E	2000	2000	0,4	9300	2,2	3,1
	ilta E	5100	5100	0,8	3400	2,0	65,5
4.10.	aamu E	2100	2100	1,5	5900	1,5	-
	ilta E	1600	1600	2,5	3400	2,7	8,8
5.10.	aamu R	1000	1000	0,5	300	0,2	-
	ilta R	2000	2000	0,6	9900	1,7	4,0
6.10.	aamu R	1900	1900	0,8	17600	0,3	-
	ilta R	1400	1400	0,8	3500	0,4	7,6
7.10.	päivä R	2300	2300	1,2	2900	0,5	-